

Gemeinde Rosendahl

Machbarkeitsstudie (Abschlussbericht)

Möglichkeiten der Elimination anthropogener Mikroschadstoffe in der Kläranlage Osterwick

Gefördert durch:

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



IR Ingenieurbüro
Rummler + Hartmann
GmbH

Havixbeck, im Februar 2017

Auftraggeber: Gemeinde Rosendahl
Hauptstraße 30
48720 Rosendahl

.....
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 Osterwick	3
4	Bewertung des Gewässerzustandes des Varlarer Mühlenbachs	4
5	Beschreibung der Mikroschadstoffproblematik	5
6	Betrachtete Verfahren zur Mikroschadstoffelimination	11
6.1	Membranverfahren	12
6.2	Ozonung.....	13
6.3	Adsorption mittels Aktivkohle	20
6.3.1	GAK-Adsorption	22
6.3.2	PAK-Adsorption.....	24
6.3.2.1	Verfahrensmöglichkeiten der PAK-Adsorption.....	26
6.3.2.2	Verfahren zur Nachbehandlung / PAK-Abscheidung	30
6.3.2.2.1	Die DynaSand-Filtration.....	31
6.3.2.2.2	Die Fuzzy-Filtration	32
6.3.2.2.3	Die Tuchfiltration	34
6.3.2.2.4	Vorgeschlagenes Filtrationsverfahren zur PAK-Abscheidung	37
6.3.2.3	Fällmittel- und Flockungshilfsmittelzugabe	37
6.4	Gegenüberstellung der optionalen Verfahren	40
7	Bewertung der Mikroschadstoffanalysen	44
7.1	Bewertung der Ergebnisse im Rahmen der Selbstüberwachung	45
7.2	Bewertung der Ergebnisse im Rahmen des Screenings.....	46
7.3	Bewertung der Ergebnisse im Rahmen des Monitorings	49
8	Planungs- und Bemessungsgrundlagen	51

9 Planungshinweise.....	54
10 Verfahrensmöglichkeiten und Kostenschätzungen	55
10.1 Variante 1.1: PAK-Adsorption nach dem AFSF-Verfahren.....	56
10.2 Variante 1.2: PAK-Adsorption im AFF-Verfahren	62
10.3 Variante 1.3: PAK-Adsorption im Belebungsbecken.....	66
10.4 Variante 2: GAK-Adsorption.....	71
10.5 Gegenüberstellung der Kostenschätzungen.....	76
11 Sensitivitätsanalyse und Bewertungsmatrix.....	79
12 Verfahrensempfehlung.....	83
13 Zielsetzung	84
14 Auswirkungen der Vorzugsvariante auf das Gewässer.....	84
15 Zusammenfassung.....	85
16 Literaturverzeichnis.....	89

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1: Luftbild der Kläranlage (verändert und ergänzt nach Google, 2017).....	3
Abbildung 4.1: Chemischer Zustand der Varlarer Mühlenbach (ELWAS-WEB, 2016).....	5
Abbildung 4.2: Ökologischer Zustand der Varlarer Mühlenbach (ELWAS-WEB, 2016).....	5
Abbildung 5.1: Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in der aquatischen Welt (Beier, 2010).....	9
Abbildung 5.2: Fluoreszenzmikroskopisches Bild eines Wasserflohs (links) und von Würmern (rechts) mit rot markierten unverdaulichen Plastikpartikeln (Hagspiel, 2014).....	10
Abbildung 6.1: Ozonreaktion in wässriger Lösung.....	13
Abbildung 6.2: Elimination bei verschiedener Ozonkonzentration KA Duisburg – Vierlingen (Herbst, 2013).....	15
Abbildung 6.3: Innenleben eines Ozonreaktors mit Diffusoren und Trennwänden (Rongen, 2013).....	15
Abbildung 6.4: CSB- und DOC-Konzentrationen nach unterschiedlichen Verfahrensstufen bei verschiedenen Dosiermengen des Ozons (Grünebaum, 2013).....	17
Abbildung 6.5: Ozonung mit nachgeschalteter PAK-Adsorption (Mertsch et al., 2013).....	17
Abbildung 6.6: Ozonung mit nachgeschalteter Sandfiltration (verändert und ergänzt nach Abegglen et al., 2009).....	18
Abbildung 6.7: Ozonung mit nachgeschaltetem Schönungsteich (Grünebaum, 2011).....	19
Abbildung 6.8: Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett (unteres Schema) (Grünebaum, 2011).....	19
Abbildung 6.9: Typischer Aufbau von Aktivkohle (Fa. Jacobi und Nahrstedt, 2013).....	21
Abbildung 6.10: Adsorption von Mikroschadstoffen an Aktivkohle.....	21
Abbildung 6.11: Vereinfachte Darstellung einer GAK-Filtration nach der Belebung (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010).....	24
Abbildung 6.12: Vereinfachte Darstellung der Direktdosierung von PAK in die Belebung (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010).....	27
Abbildung 6.13: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Sedimentation und Filtration (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010).....	28
Abbildung 6.14: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Filtration (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010).....	29
Abbildung 6.15: Vereinfachte Darstellung der Dosierung der PAK in einem Kontaktbecken mit nachgeschalteter Flockungsfiltration (verändert nach Zwickenpflug et al., 2010).....	29
Abbildung 6.16: AFSF-Verfahrensschema (Pinnekamp, 2012).....	30
Abbildung 6.17: DynaSand-Filter (links) mit Schema zum Sandreinigungsprozess (rechts) (Fa. Nordic Water, 2014; Zehendner, 2014a).....	32
Abbildung 6.18: Fuzzy-Filter (links) und Fuzzy-Filter-Ball (rechts) (verändert und ergänzt nach Gantner, 2015).....	33

Abbildung 6.19: Filtrationsverfahren mit gespültem Filtermaterial (links) und Filterspülungsschema mit verschmutztem Filtermaterial (rechts) (Gantner, 2015)	34
Abbildung 6.20: Aufbau und Struktur der Tuchfilteroberfläche (Grabbe, 2013)	35
Abbildung 6.21: Aufbau (oben und links unten) und Absaugprozess (rechts unten) des Tuchfilters (Fa. Mecana, 2014a).....	36
Abbildung 6.22: AFS-Konzentration im Überstau nach dem Absetzender 20 mg/l PAK- (links) und 60 mg/l PAK-Suspension (rechts) bei unterschiedlichen Fällmittelzugaben (Pinnekamp, 2012).....	38
Abbildung 6.23: Bandbreite der spezifischen Kosten (€/m ³) der einzelnen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination. Teilweise handelt es sich um Betriebskosten, teilweise um Jahreskosten (Bolle, 2011)	44
Abbildung 7.1: GÜS-Messstellen Varlarer Mühlenbach (ELWAS-WEB, 2016).....	44
Abbildung 7.2: Konzentrationen von Bromid und Bromat entlang des Ozonungsreaktors und der Sandfiltration bei verschiedenen Ozondosen in der Ozonungsstufe der Kläranlage Regensdorf (Abegglen et al., 2009).....	48
Abbildung 8.1: Ausgewählte Fläche für die vierte Reinigungsstufe auf der Kläranlage (verändert und ergänzt nach Google, 2017)	52
Abbildung 8.2: Ablaufmengen der Kläranlage im Zeitraum vom 01.02.2012 bis 31.01.2016.	53
Abbildung 10.1: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.1	58
Abbildung 10.2: Fließschema zur Variante 1.1	59
Abbildung 10.3: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.2	63
Abbildung 10.4: Fließschema der Variante 1.2	63
Abbildung 10.5: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.3	67
Abbildung 10.6: Fließschema der Variante 1.3	68
Abbildung 10.7: Mögliche Ausführungsform der Variante 2	72
Abbildung 10.8: Fließschema der Variante 2	72
Abbildung 10.9: Vergleich der verschiedenen Kostenangaben aus Literatur und Praxis für Adsorptionsverfahren (Günthert et al., 2013)	78
Abbildung 10.10: Kostenangaben für Ozonung (Günthert et al., 2013).....	79

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1: Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage	4
Tabelle 5.1: Effekte von Arzneimittelwirkstoffen auf Organismen - Beispiele aus Labor- und Freilandstudien sowie der realen Umwelt (verändert nach Ebert et al., 2014)	7
Tabelle 6.1: Vorstellung unterschiedlicher Membranverfahren (Fahlenkamp et al., 2006) ...	12
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).....	43
Tabelle 7.1: Analysierte Parameter vor Bearbeitung der Machbarkeitsstudie	45
Tabelle 7.2: Analysierte Parameter im Rahmen des Screenings.....	47
Tabelle 7.3: Analysierte Parameter im Rahmen des Monitorings	50
Tabelle 8.1: Gewählte Durchflussmengen	54
Tabelle 10.1: Investitionskosten Variante 1.1.....	61
Tabelle 10.2: Laufende Kosten der Variante 1.1.....	61
Tabelle 10.3: Investitionskosten Variante 1.2.....	65
Tabelle 10.4: Betriebskosten Variante 1.2	66
Tabelle 10.5: Investitionskosten Variante 1.3.....	70
Tabelle 10.6: Betriebskosten Variante 1.3	70
Tabelle 10.7: Investitionskosten Variante 2.....	75
Tabelle 10.8: Betriebskosten Variante 2	76
Tabelle 10.9: Kostengegenüberstellung der Varianten 1 bis 2 ohne Berücksichtigung von Fördermittel und Abwasserabgabereduktionen.....	77
Tabelle 11.1: Betriebskostenannahme bei unterschiedlichen Betriebsmittelkosten.....	81
Tabelle 11.2: Bewertungsmatrix bei der Annahme einer gleichen mittleren Reinigungsleistung aller Varianten auf Mikroschadstoffe und die allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter	82

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
BFG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BET-Methode	Brunauer-Emmett-Teller-Methode
β -Wert	Gibt das Molverhältnis des Fällmittels zum Phosphorgehalt an
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
JSM	Jahresschmutzwassermenge
LFKW	Lehr- und Forschungskläwerk
MQ	Mittlerer Abfluss

Abkürzung	Definition
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
RV	Rücklaufverhältnis
RO	Reverse Osmosis (Umkehrosmose)
TOC	Total organic carbon (Gesamter organischer Kohlenstoff)
TS	Trockensubstanz
UBA	Umweltbundesamt
UQN	Umweltqualitätsnorm
ÜSS	Überschussschlamm
UV	Ultraviolett
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
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 Varlarer Mühlenbachs, in den die Kläranlage Osterwick einleitet, mit schlecht bewertet. Die Bewertung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potenzials lautet unbefriedigend. Mit ursächlich für die Zielverfehlung ist auch der hohe Abwasseranteil im Gewässer. So ist der Anteil des Kläranlagenabflusses unterhalb der Einmündung der Kläranlage Osterwick bei mittleren Niedrigwasserabflüssen (MNQ) im Varlarer Mühlenbachs größer als 400 %.

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. Hierdurch stellt sich immer häufiger die Frage nach einer weitergehenden Abwasserreinigung in Form einer „vierten Reinigungsstufe“.

In Privathaushalten sind heutzutage bis zu 5.000 verschiedene Chemikalien vorhanden, deren Rückstände mit dem Abwasser entsorgt werden (Remmel, 2016). 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 vierte Reinigungsstufe keine gesetzlich geregelten Vorgaben. Eine Erweiterung von Kläranlagen ist aktuell nicht vorgeschrieben.

Die Betreiber der Kläranlage Osterwick 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 vierten 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 Abwasserreinigungsstufen aufgeführt, welche zum Teil mit Erfolg getestet wurden und bereits in einigen kommunalen Kläranlagen 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 Osterwick, sowie die damit einhergehende Gewässerbelastung des Varlarer Mühlenbachs zu beurteilen. Des Weiteren ist zu untersuchen, wie die Stoffe am effektivsten eliminiert und reduziert werden können. Hierfür wird anhand der Abwasserproben eine Bewertung der Reinigungsleistung durchgeführt und auf Grundlage diverser Studien zum Thema „Mikroschadstoffelimination“ ein für die Kläranlage Osterwick maßgeschneidertes Konzept zur Behandlung der Mikroschadstoffe ausgearbeitet.

3 Vorstellung der Kläranlage Osterwick

Die Kläranlage Osterwick ist eine kommunale, einstufig betriebene, Abwasserreinigungsanlage. Sie wurde im Jahr 1966 in Betrieb genommen und hat derzeit eine Ausbaugröße von 13.000 EW. Die aktuell an die Kläranlage angeschlossene Einwohnerzahl beläuft sich auf 6.411 E. Hinzu kommen prognostizierte 160 Einwohner aus einem geplanten Baugebiet. Zuletzt kommt es durch Spitzenbelastung infolge der Firma Lulf von zusätzlich maximal 4.492 EGW (im Mittel 1.589 EGW), wodurch sich die aktuelle Gesamtbelastung der Kläranlage Osterwick auf maximal 10.903 EW beläuft.

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

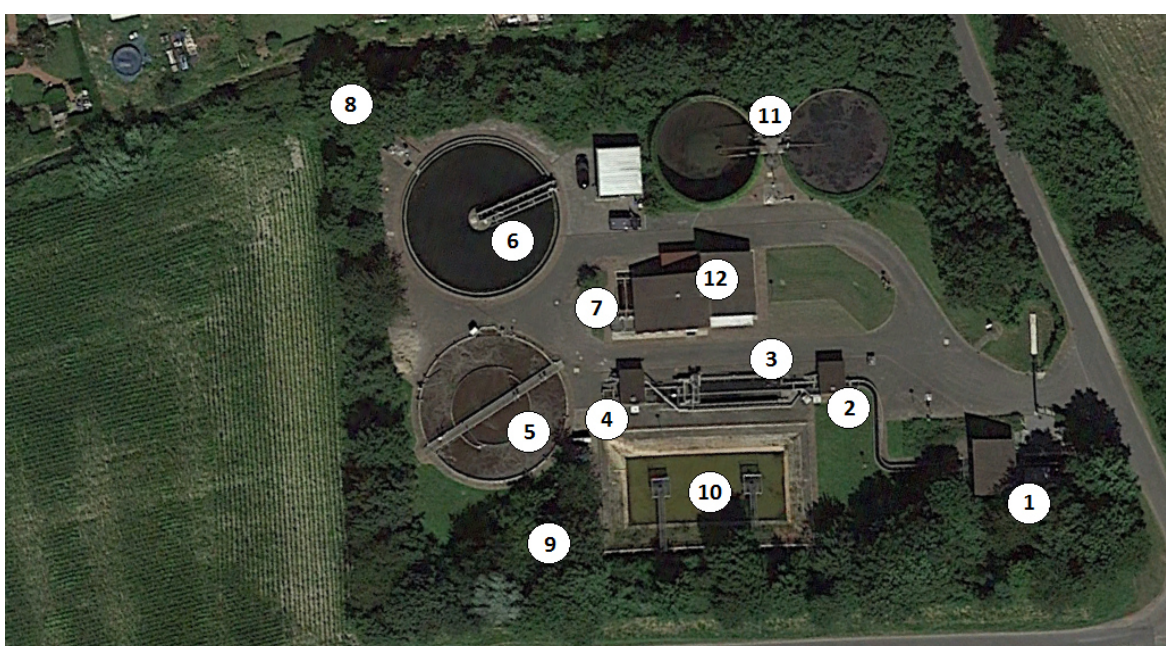


Abbildung 3.1: Luftbild der Kläranlage (verändert und ergänzt nach Google, 2017)

1. Abwasserhebewerk
2. Stufenrechen
3. Sand- und Fettfang
4. Sandwäscher
5. Belebungsbecken, $V = 1.580 \text{ m}^3$
6. Nachklärbecken, $V = 1.520 \text{ m}^3$
7. Rücklaufschlammumpwerk
8. Ablauf Kläranlage in Varlarer Mühlenbach
9. Voreindicker (außer Betrieb), $V = 83 \text{ m}^3$
10. Havariebecken, $V = 720 \text{ m}^3$
11. Schlammsilo 1 und 2, $V = 2 \cdot 1.200 \text{ m}^3$
12. Betriebsgebäude

Der Zulauf der Kläranlage führt in das Abwasserhebewerk, in dem das Wasser zunächst angehoben wird, um die Kläranlage im weiteren Verlauf im freien Gefälle zu durchfließen. Es folgt die mechanische Reinigung, angefangen mit dem Stufenrechen. Diesem ist der Sand- und Fettfang nachgeschaltet, in dem das Abwasser von den wesentlichen Sand- und Fettfrachten befreit wird.

Nach der mechanischen Reinigung wird das Abwasser in das Belebungsbecken geleitet, womit die biologische Abwasserreinigung beginnt. Diesem ist ein Nachklärbecken nachgeschaltet, das mit dem Belebungsbecken über die stetige Rückführung des Rücklaufschlammes die biologische Abwasserreinigung bildet. Der Ablauf der Nachklärbecken ist gleichzeitig der Ablauf der aktuellen Abwasserreinigungsstufen der Kläranlage Osterwick.

Das Einzugsgebiet der Kläranlage Osterwick teilt sich wie folgt auf:

- Trennsystem etwa 116 ha
- Mischsystem etwa 136 ha

Die Konzentrationen der wichtigsten Parameter im Ablauf der Kläranlage Osterwick werden in Tabelle 3.1 aufgeführt. Die ermittelten Daten ergeben sich aus den gesamten Daten im Zeitraum zwischen Februar 2012 bis einschließlich Januar 2016.

Tabelle 3.1: Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage

Parameter	Einheit	Konzentration
Chemischer Sauerstoffbedarf CSB	mg/l	29,00
Phosphorgehalt P_{Ges}	mg/l	0,53
Stickstoffgehalt N_{Ges}	mg/l	8,20
Nitrit-Stickstoffgehalt NO_2-N	mg/l	0,18

4 Bewertung des Gewässerzustandes des Varlarer Mühlenbachs

Der Varlarer Mühlenbach hat eine Länge von 7.288 m, mit einem Einzugsgebiet von 14,65km² (ELWAS-WEB, 2016). Im Jahr 2014 entsprach der mittlere Abwasseranteil auf Höhe der Einleitungsstelle der Kläranlage Osterwick im Varlarer Mühlenbach 48,2 % (bezogen auf den mittleren Abfluss MQ). Bezogen auf den mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) lag der Abwasseranteil bei 405,6 %.

Der Gewässerzustand ist der Varlarer Mühlenbach der Abbildung 4.1 und Abbildung 4.2 zu entnehmen. Demzufolge befindet sich die Varlarer Mühlenbach in einem nicht guten chemischen und einem unbefriedigenden ökologischen Zustand.



Abbildung 4.1: Chemischer Zustand der Varlarer Mühlenbach (ELWAS-WEB, 2016)

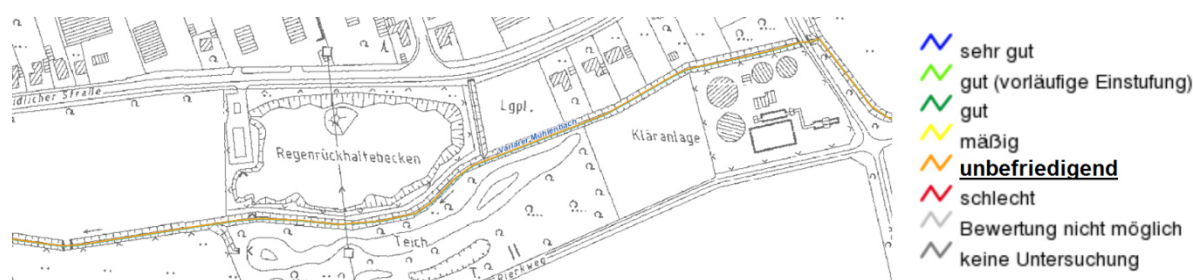


Abbildung 4.2: Ökologischer Zustand der Varlarer Mühlenbach (ELWAS-WEB, 2016)

Es ist anzunehmen, dass der hohe Abwasseranteil im Varlarer Mühlenbach mit verantwortlich für den aktuellen Zustand des Gewässers ist. Neben dem Eintrag aus der Kläranlage Osterwick 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 über 127.000.000 registrierte chemische Substanzen. Wie viele dieser Substanzen eine mögliche Umweltrelevanz 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 Naturschutzbündnisses, 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 beispielsweise 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	Dickkopfelritze	Populationszusammenbruch
Ethinylestradiol	Humanarzneimittel Hormon	Dickkopfelritze	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 WRRL, 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 sogenannten D4-Liste (NRW-Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer Teil D/Anlage 4) die in dem zweiten Monitoringzyklus 2009 bis 2011 zugrunde gelegten Werte für den angewandten Bewertungsmaßstab in Nordrhein-Westfalen aufgeführt. In dieser Liste sind den dortigen 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 Zahncremes, 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).

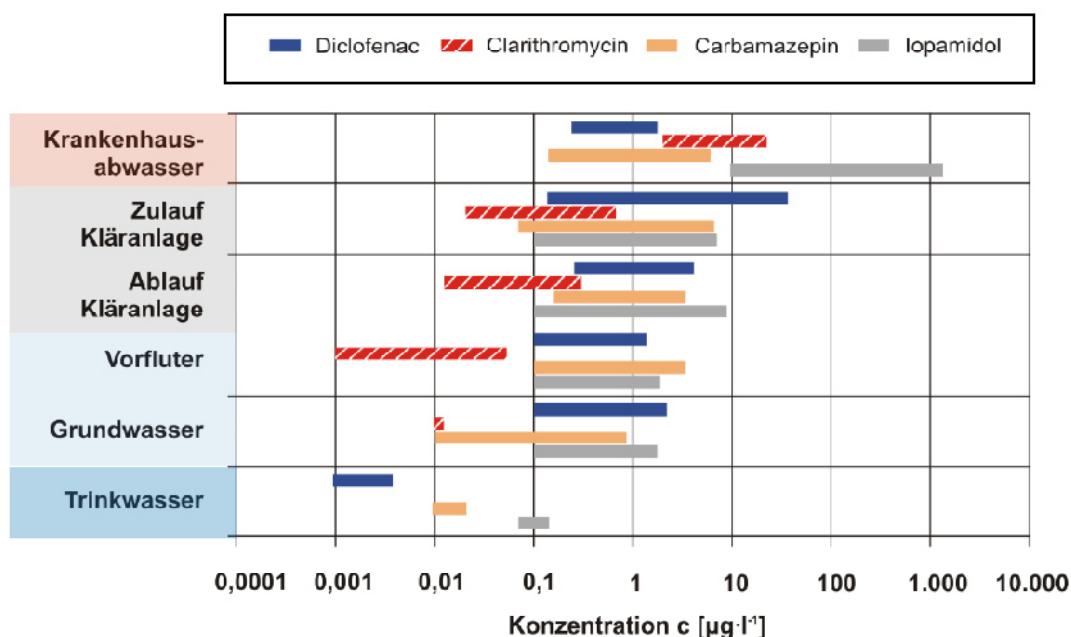


Abbildung 5.1: Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in der aquatischen Welt (Beier, 2010)

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

Mikroplaststoffe sind in ihrer chemischen Zusammensetzung meist sehr rein und toxisch unbedenklich. Ein Problem des Mikroplaststoffes 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 Organismen in Abbildung 5.2. Links in der Abbildung ist ein Wasserfloh zu sehen, welcher ein wichtiger Teil der Nahrungskette ist und als Nahrungsquelle für andere Organismen, wie Fische, dient.

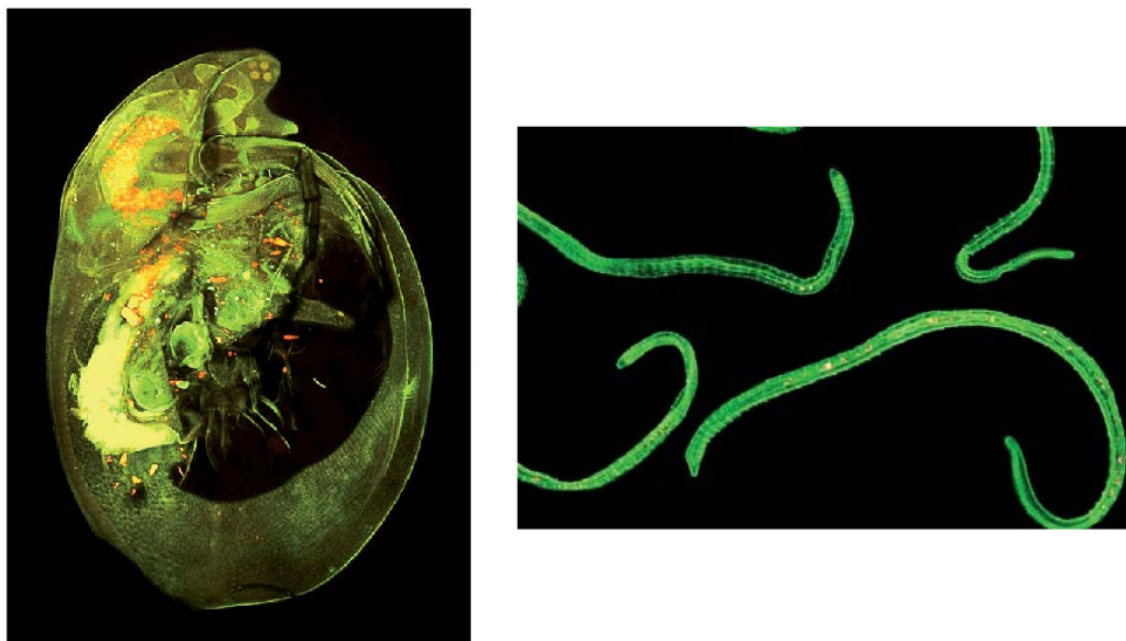


Abbildung 5.2: Fluoreszenzmikroskopisches Bild eines Wasserfloh (links) und von Würmern (rechts) mit rot markierten unverdaulichen Plastikpartikeln (Hagspiel, 2014)

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 prio-

ritären 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 unbekanntem 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 6.23. 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 eines der effektivsten und ökonomischsten Verfahren zur Reduktion und Elimination von bekannten Mikroschadstoffen im Abwasser. Bei diesem Reinigungsverfahren wird das Wasser mit Ozon(O_3)-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.

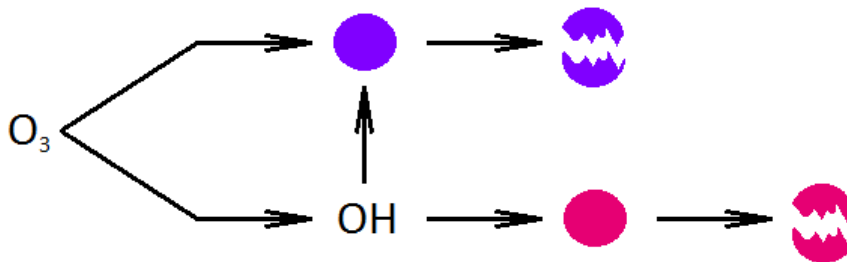


Abbildung 6.1: Ozonreaktion in wässriger Lösung

- **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). Vierte 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 6.23 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 von Untersuchungsergebnissen 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 10 mg/l gewählt werden sollte, um möglichst viele Mikroschadstoffe behandeln 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.

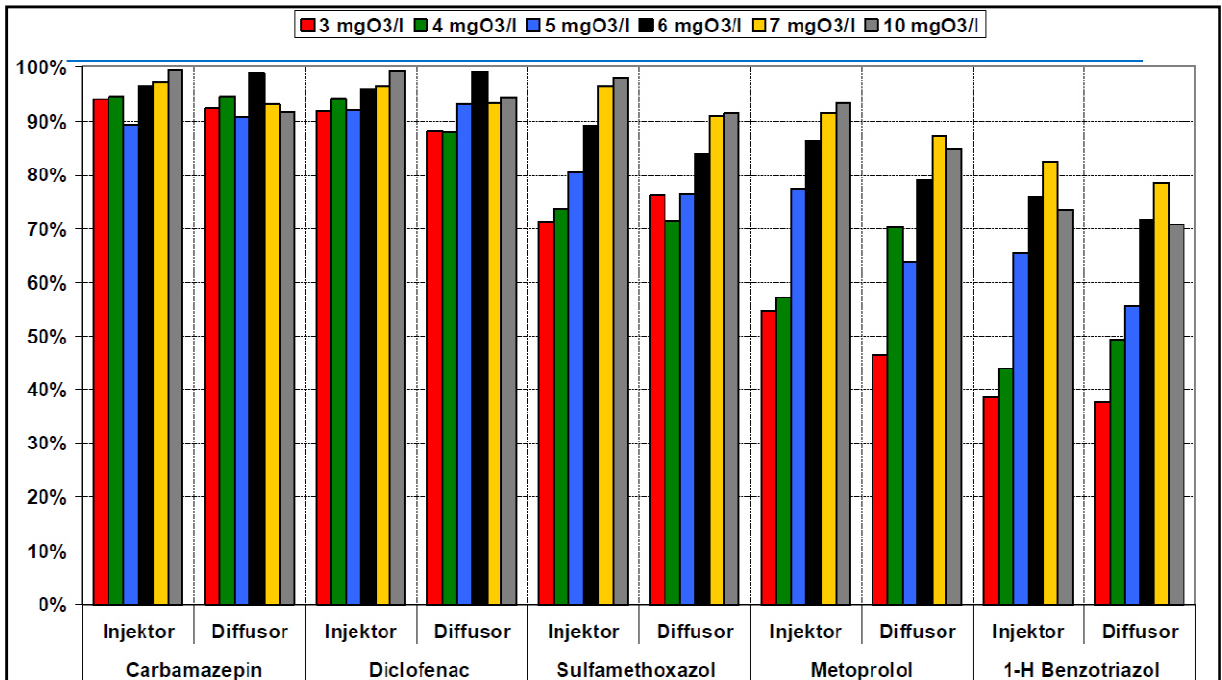


Abbildung 6.2: Elimination bei verschiedener Ozonkonzentration KA Duisburg – Vierlingen (Herbst, 2013)

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.

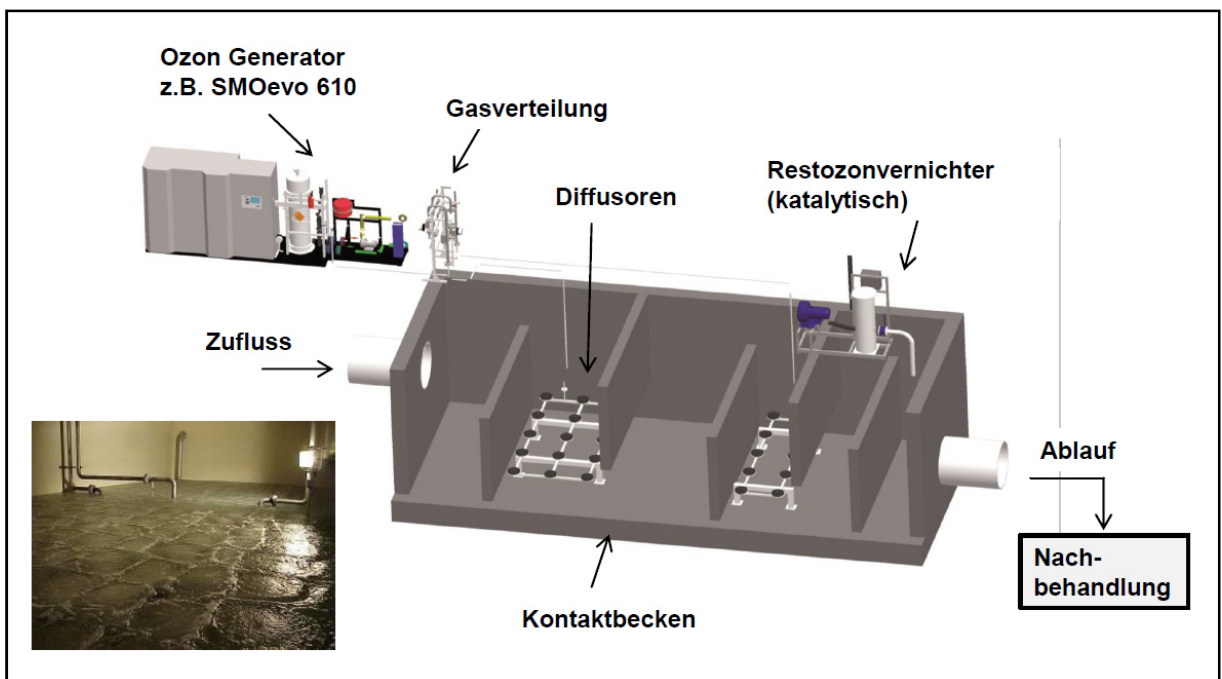


Abbildung 6.3: Innenleben eines Ozonreaktors mit Diffusoren und Trennwänden (Rongen, 2013)

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 (BSB₅) ansteigt. Versuche der Technischen Universität Wien haben gezeigt, dass bei einer spezifischen Ozonzehrung von 0,6 bis 0,7 gO₃/gDOC der BSB₅ im Ablauf der Ozonung im Mittel um 15 % erhöht wurde (Kreuzinger, 2011).

Die BSB₅-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 also eine nachgeschaltete biologische Stufe bedacht werden, in der der BSB₅ 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.

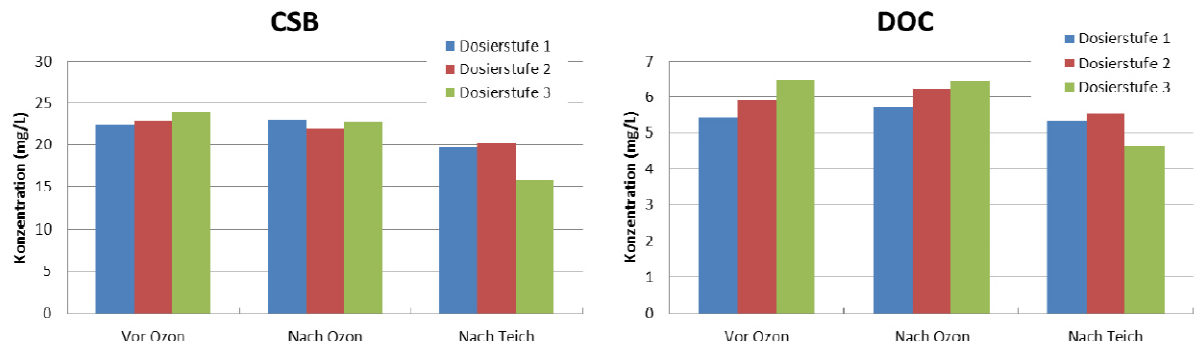


Abbildung 6.4: CSB- und DOC-Konzentrationen nach unterschiedlichen Verfahrensstufen bei verschiedenen Dosiermengen des Ozons (Grünebaum, 2013)

Bei der Ozonierung gibt es einige denkbare Verfahrensmöglichkeiten. Neben der Auswahl der Eintragsmöglichkeiten des Ozons sollte über nachgeschaltete Verfahren nachgedacht werden. Dies ist insofern sinnvoll, da beispielsweise hierdurch die Möglichkeit des Metabolitenabbaus durch eine biologisch aktivierte Verfahrensstufe geschaffen werden kann. Ebenso positiv wirken sich nachgeschaltete Verfahren 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

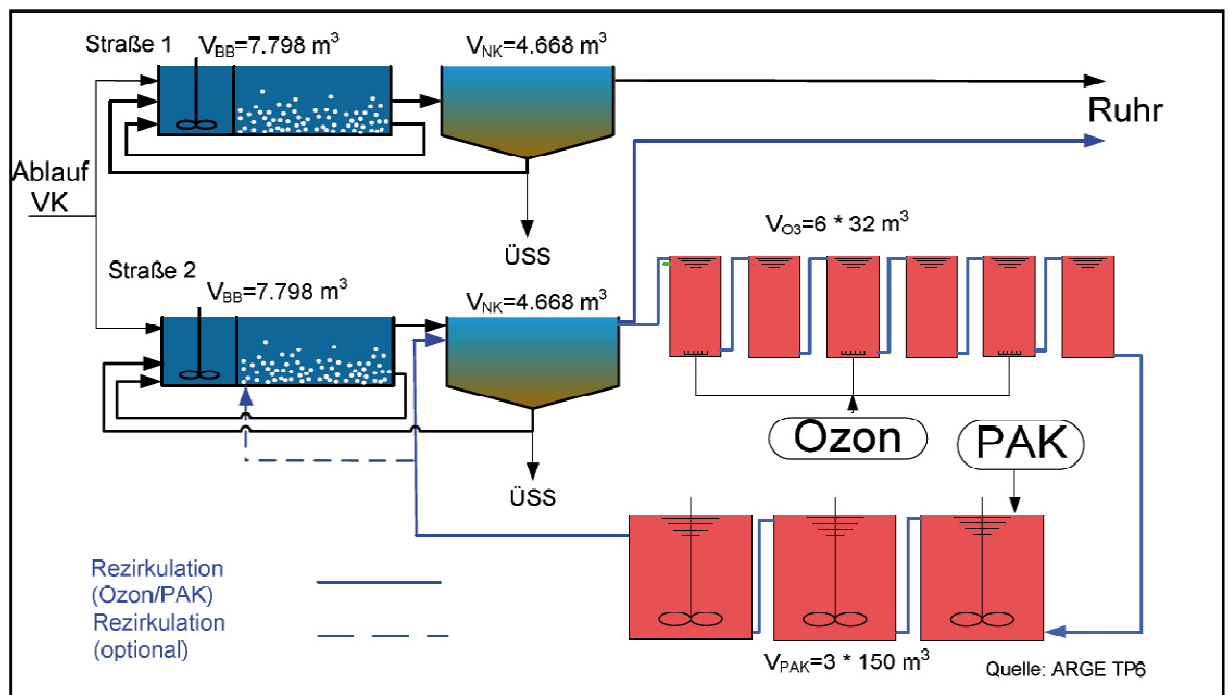


Abbildung 6.5: Ozonung mit nachgeschalteter PAK-Adsorption (Mertsch et al., 2013)

Eine solche Anlage existiert bereits auf der Kläranlage Schwerte. Wesentlicher Bestandteil ist hier der Rezykulationsstrom, 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

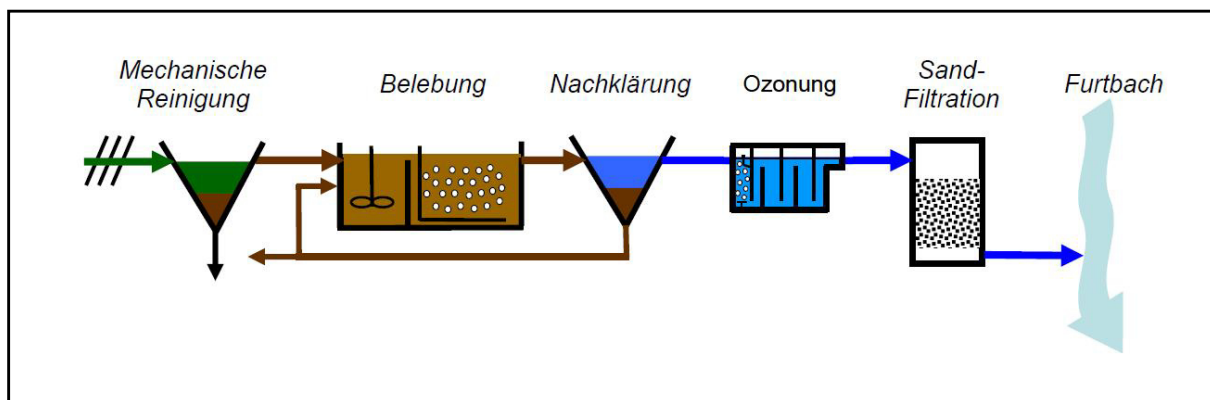


Abbildung 6.6: Ozonung mit nachgeschalteter Sandfiltration (verändert und ergänzt nach Abegglen et al., 2009)

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 Schönungsteich

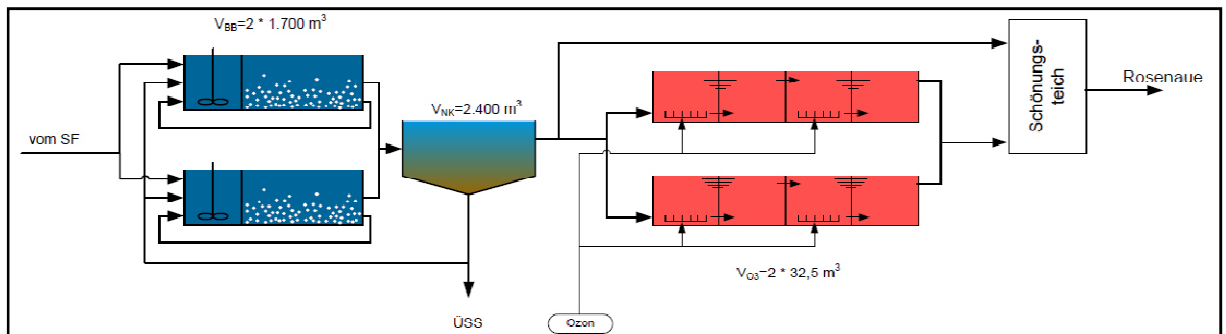


Abbildung 6.7: Ozonung mit nachgeschaltetem Schönungsteich (Grünebaum, 2011)

Solch eine Anlage gibt es auf der Kläranlage Bad-Sassendorf. Schönungsteiche haben vor allem eine Wirkung auf die Eliminationsleistung gegenüber Bakterien und Viren. Dies konnte auch auf der Kläranlage Bad-Sassendorf bestätigt werden, wo bei bakteriellen Belastungen Eliminationswerte von bis zu 100 % erzielt wurden. Auch können sich Schönungsteiche durch den weiteren Abbau positiv auf die Mikroschadstoffreduktion, sowie dem DOC und dem CSB auswirken (Abbildung 6.4). Ein negativer Aspekt ist, dass eine Gefahr der Remobilisierung der im Sediment befindenden Stoffe besteht.

- Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett

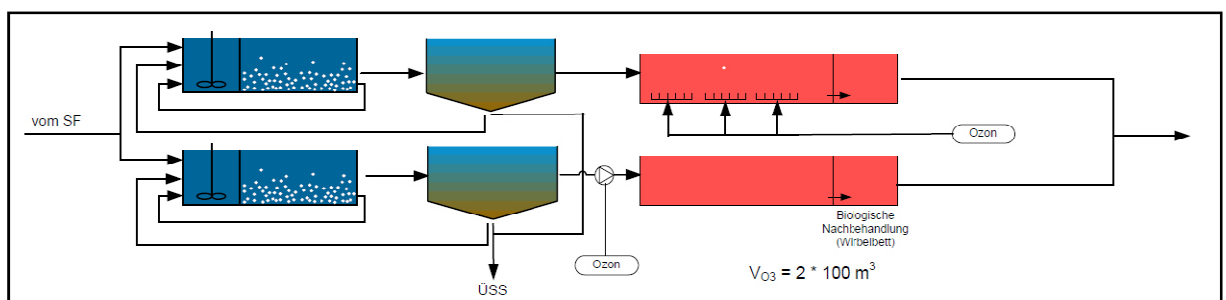


Abbildung 6.8: Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett (unteres Schema) (Grünebaum, 2011)

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 Rezirkulation in die Belebung

Eine solche Reinigungsstufe wurde hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Abbauleistung der Biozönose des belebten Schlammes durch die Technische Universität Dortmund untersucht (Fahlenkamp et al., 2006). Betrachtet wurde hierbei die vierte Reinigungsstufe der Kläranlage Schwerte (Abbildung 6.5) ohne PAK-Zugabe. Bei den Versuchen wurde von dem Fall ausgegangen, dass die gesamte Ozonmenge in die Belebung gelangt. Es zeigte sich, dass Ozon bis zu einer Restkonzentration von $3 \text{ mgO}_3/\text{gTS}$ als unbedenklich anzusehen ist. Diese würden bei einem üblichen TS-Gehalt der Belebung von $3 - 5 \text{ gTS}/\text{l}$ eine Ozonkonzentration von $9 - 15 \text{ mgO}_3/\text{l}$ ergeben. Da zur Ozonung eine Ozon-Konzentration von $5 - 10 \text{ mg}/\text{l}$ empfohlen wird, kann davon ausgegangen werden, dass rezirkulierende Ozonfrachten eher eine untergeordnet schädigende Rolle spielen. Eine Abnahme der Schlammaktivität oder Verschlechterung der Absetzeigenschaften ist nicht zu erwarten.

6.3 Adsorption mittels Aktivkohle

Es gibt zwei Arten von Aktivkohle: Die granulierten 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 6.9 zeigt den typischen Aufbau von Aktivkohle.

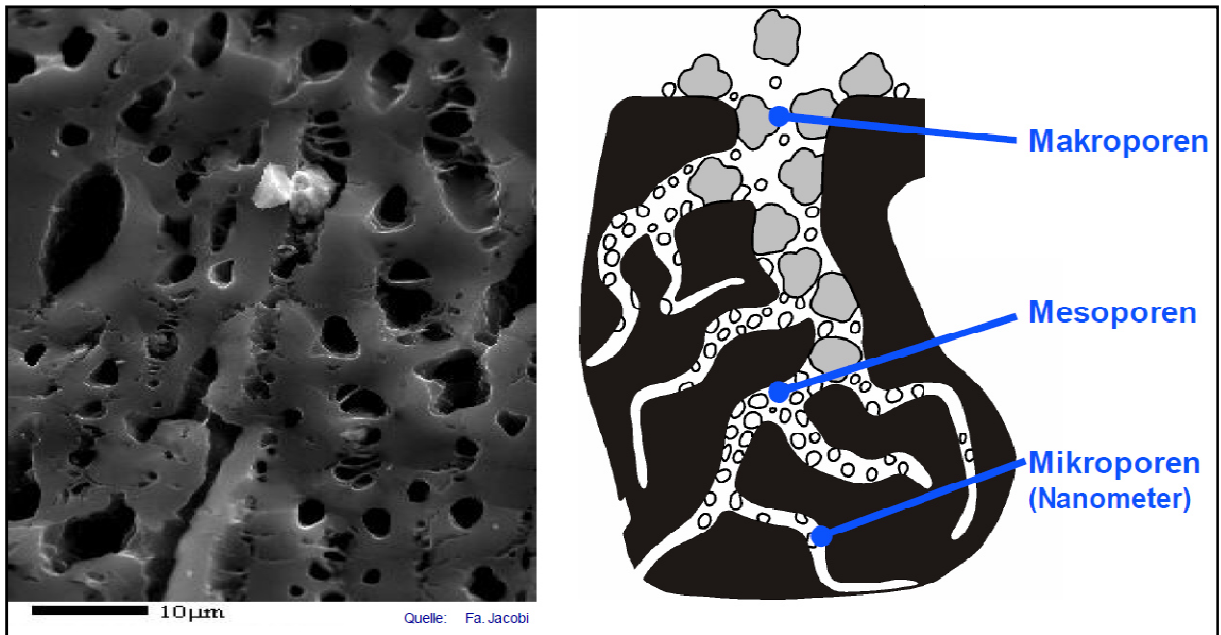


Abbildung 6.9: Typischer Aufbau von Aktivkohle (Fa. Jacobi und Nahrstedt, 2013)

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.

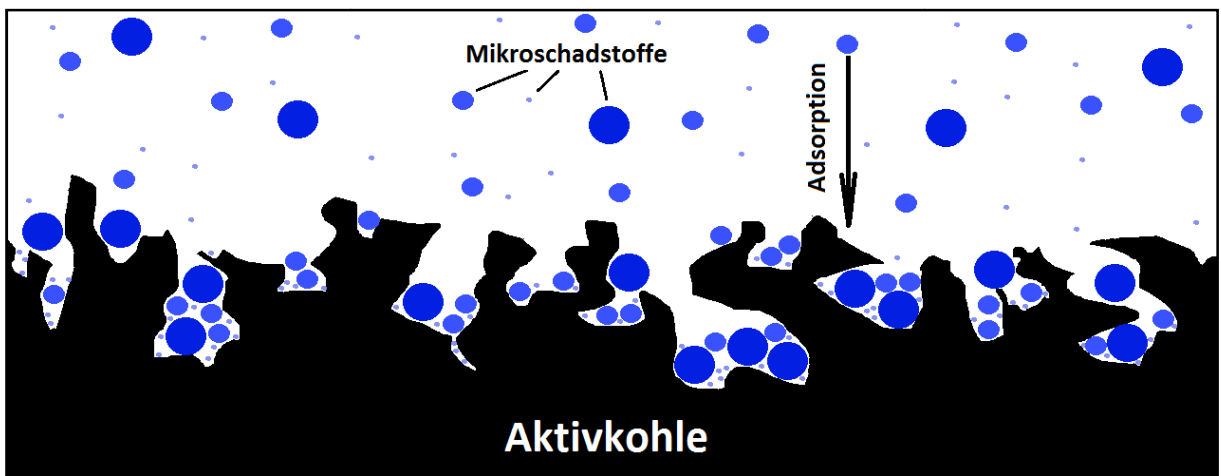


Abbildung 6.10: Adsorption von Mikroschadstoffen an Aktivkohle

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 6.10.

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 Osterwick 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 sollten, 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 Osterwick in Zukunft für eine GAK-Adsorptionsstufe entscheiden, sollte vorab näherungsweise ermittelt werden, wie viele durchsetzbare BV erzielt werden können. Dies kann mittels Versuche mit verschiedenen Aktivkohlen in Labortests und / oder halbtechnischen Anlagen erfolgen.

Im Rahmen der Machbarkeitsstudie werden nun zu weiteren Berechnungen 5.000 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 klar 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 Filterwechsel 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 6.11 zeigt ein vereinfachtes Fließschema einer möglichen GAK-Adsorptionsstufe.

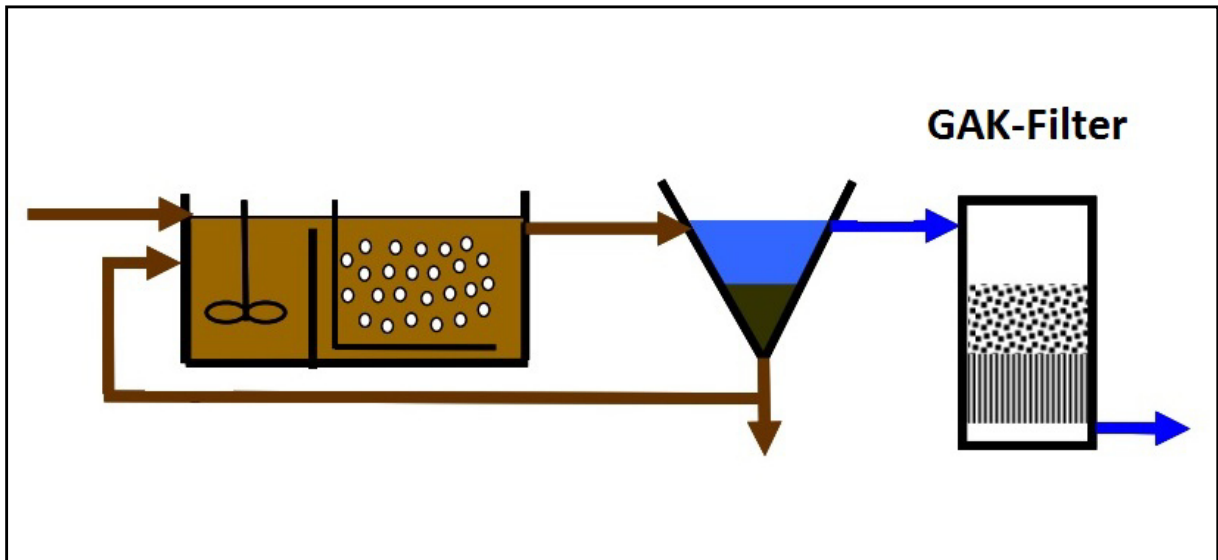


Abbildung 6.11: Vereinfachte Darstellung einer GAK-Filtration nach der Belebung (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)

Die vierte Reinigungsstufe in Form einer GAK-Adsorption fängt nach der herkömmlichen biologischen Reinigungsstufe an, dem Ablauf der Nachklärung. Dies wird ebenso auf der Kläranlage Osterwick 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 möglichst viele Mikroschadstoffe adsorbieren 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 Schlammigenschaften 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 Klärschlammmentsorgung 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 vierte 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 Flockungshilfsmitteln 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

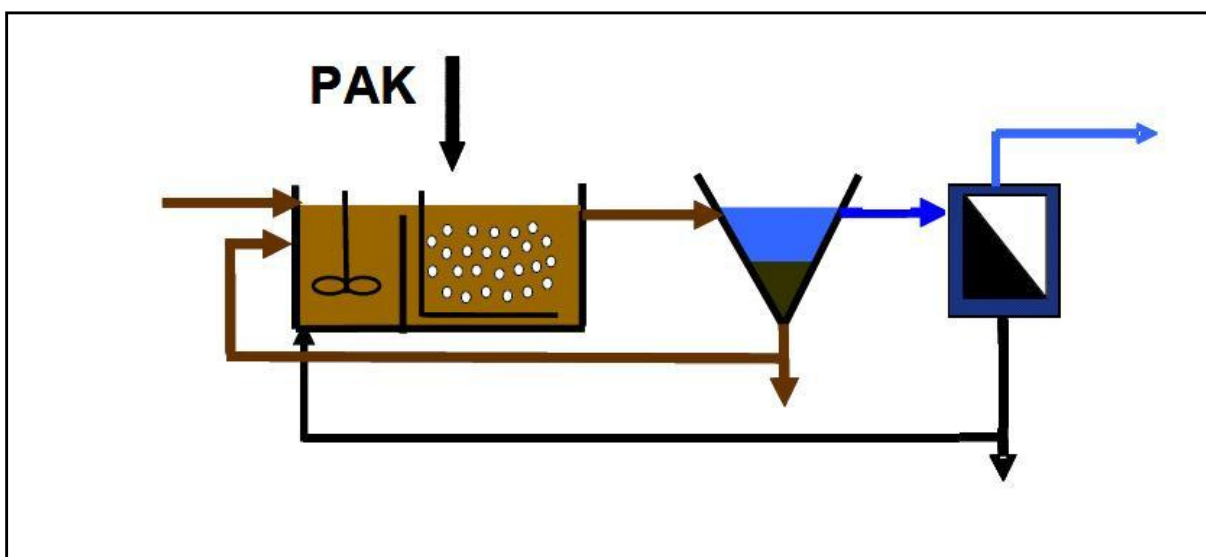


Abbildung 6.12: Vereinfachte Darstellung der Direktdosierung von PAK in die Belebung (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)

Eine Variante ist die Zugabe direkt in die meist einstufige betriebene biologische Stufe (Abbildung 6.12). 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

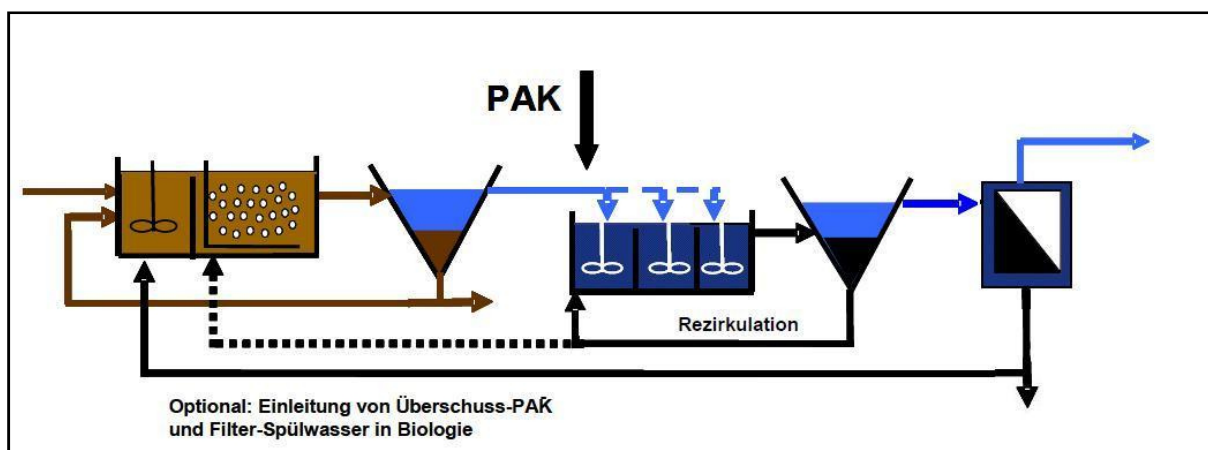


Abbildung 6.13: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Sedimentation und Filtration (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)

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 6.13), 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

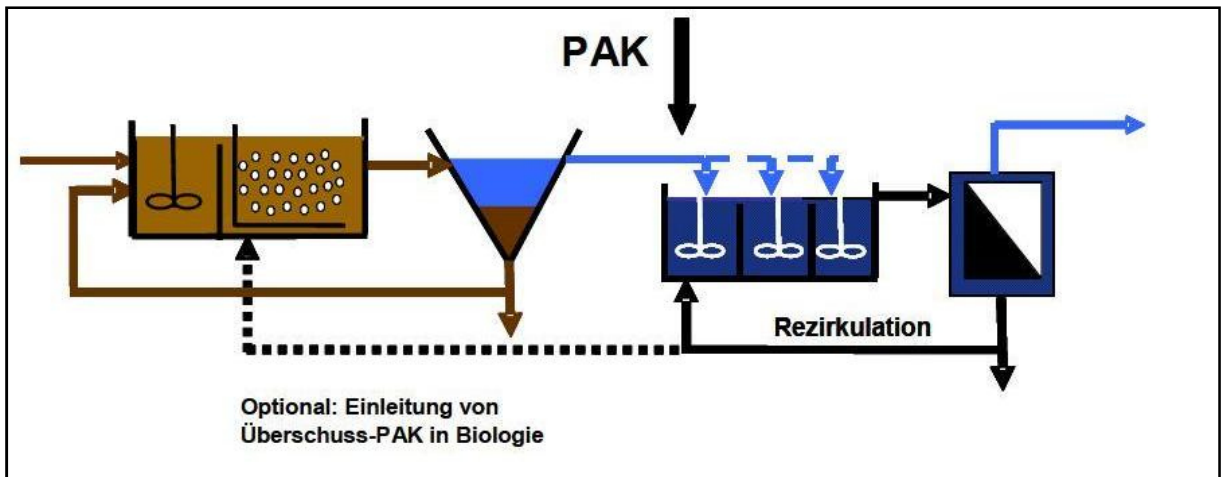


Abbildung 6.14: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Filtration (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)

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 6.14). 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

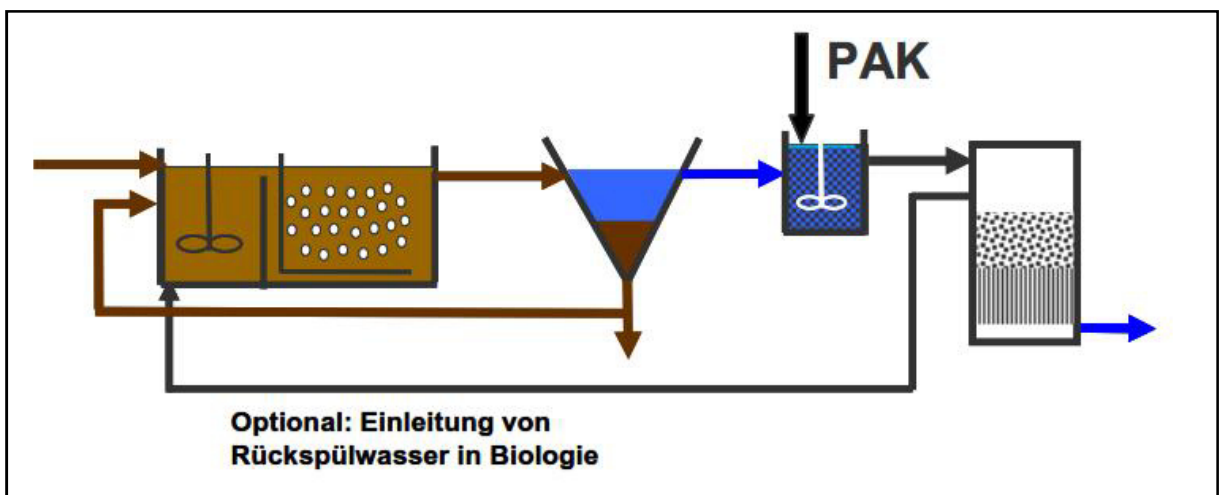


Abbildung 6.15: Vereinfachte Darstellung der Dosierung der PAK in einem Kontaktbecken mit nachgeschalteter Flockungsfiltration (verändert nach Zwickenpflug et al., 2010)

Eine weitere verfahrenstechnische Option stellt die Zugabe der PAK in einen vorgeschaltetes Kontaktbecken mit anschließender Flockungsfiltration dar (Abbildung 6.15). 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 6.16.

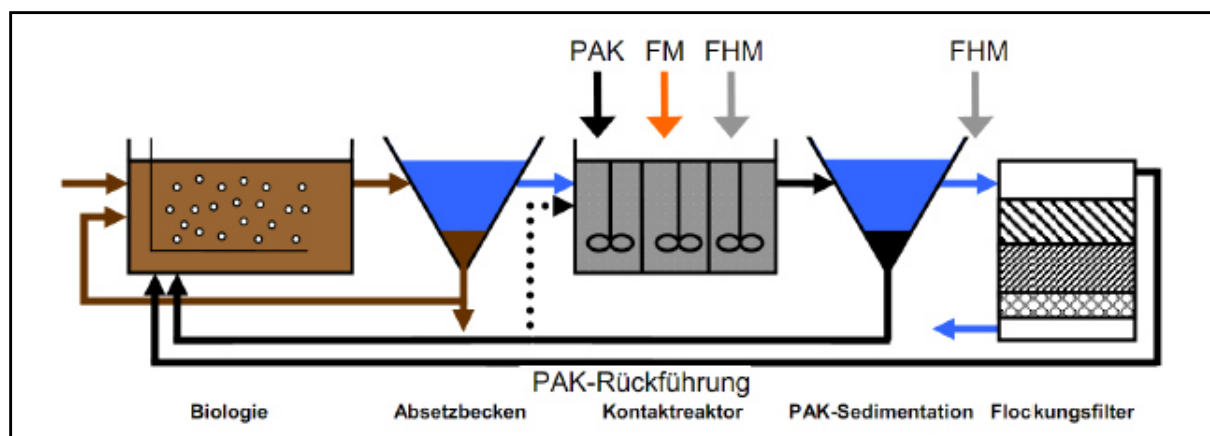


Abbildung 6.16: AFSF-Verfahrensschema (Pinnekamp, 2012)

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 Osterwick 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 6.17.

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 (Zehendner, 2015). 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 $< 5 \text{ mg/l}$ gewährleistet, wenn Fällmittel zugegeben wird. Die Phosphatkonzentration kann hingegen bei Fällmittelzugabe bis $< 0,1 \text{ mg/l}$ reduziert werden. (Zehendner, 2014b)

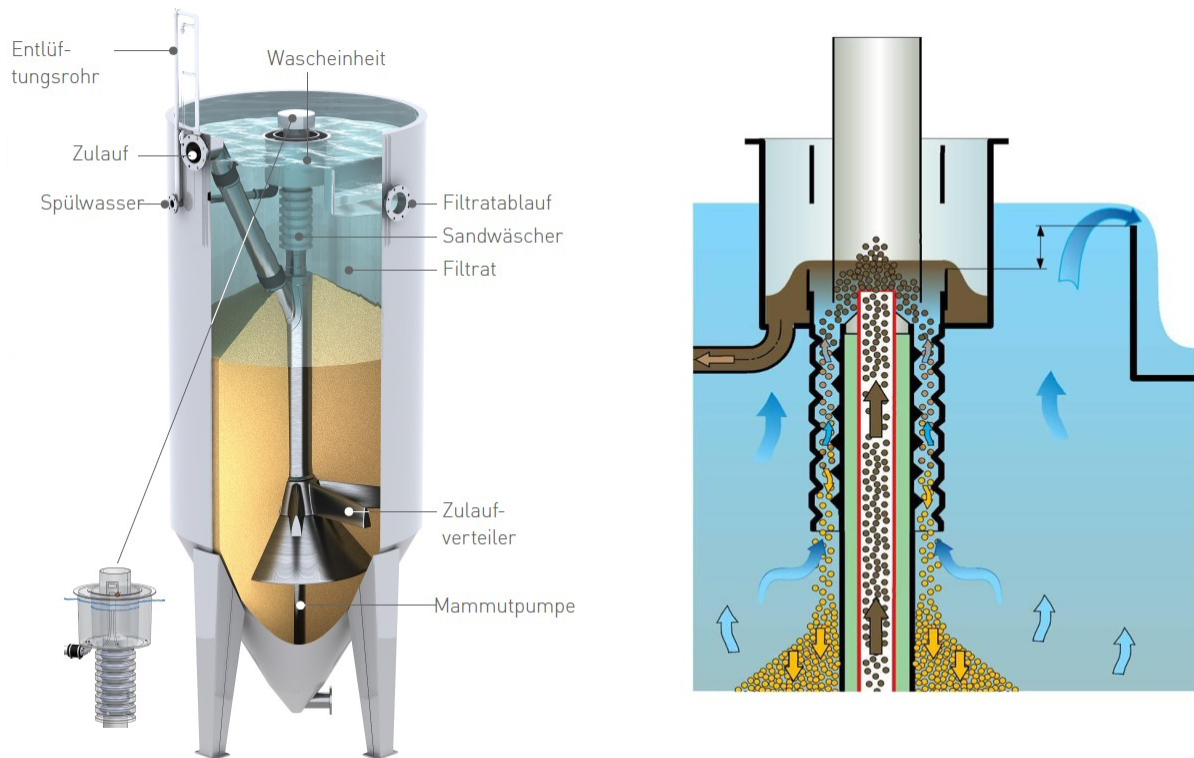


Abbildung 6.17: DynaSand-Filter (links) mit Schema zum Sandreinigungsprozess (rechts) (Fa. Nordic Water, 2014; Zehendner, 2014a)

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 6.17 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 6.18 zu sehen.

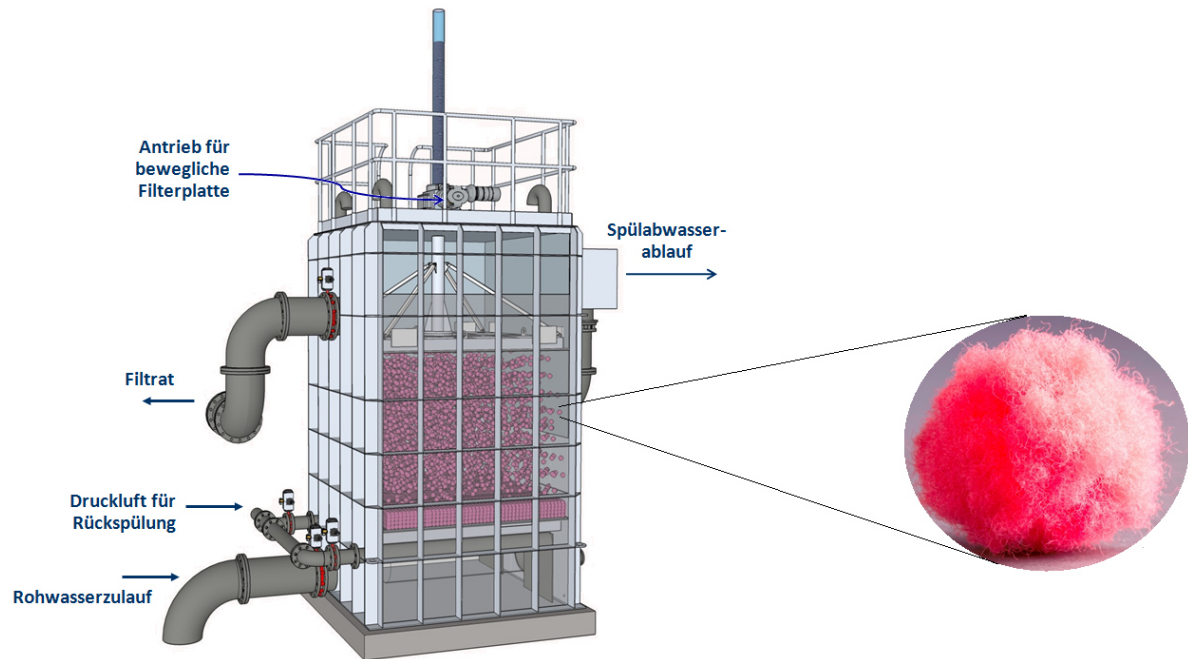


Abbildung 6.18: Fuzzy-Filter (links) und Fuzzy-Filter-Ball (rechts) (verändert und ergänzt nach Gantner, 2015)

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 6.19 dargestellt.

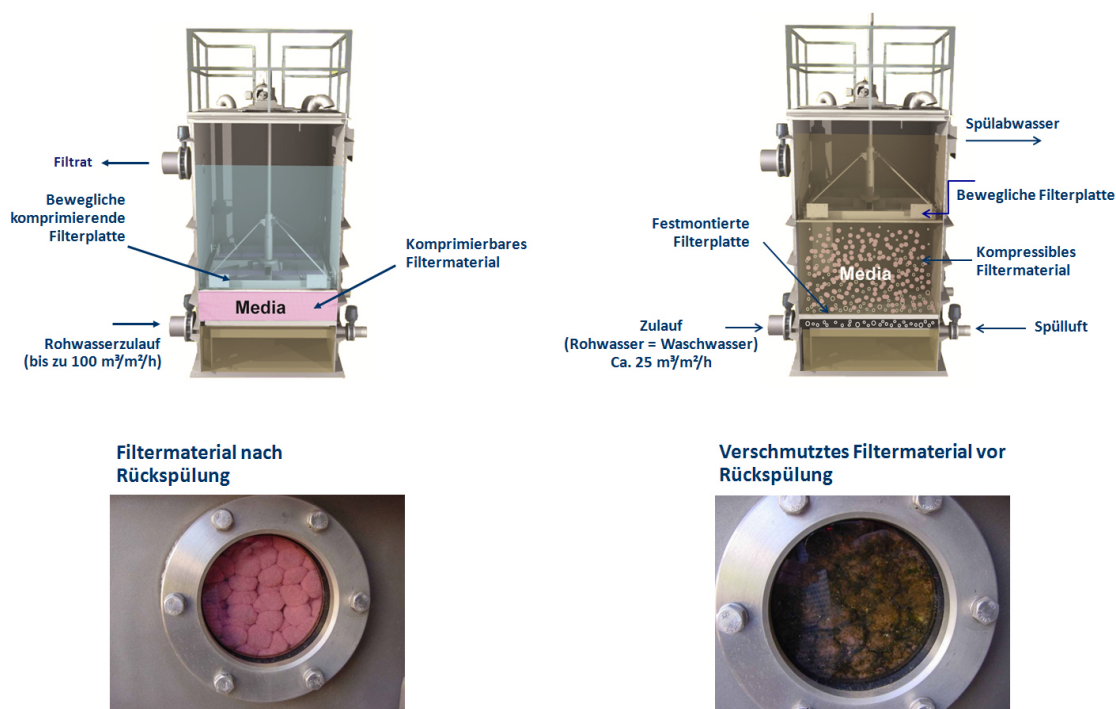


Abbildung 6.19: Filtrationsverfahren mit gespültem Filtermaterial (links) und Filterspülungsschema mit verschmutztem Filtermaterial (rechts) (Gantner, 2015)

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 6.20.

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).

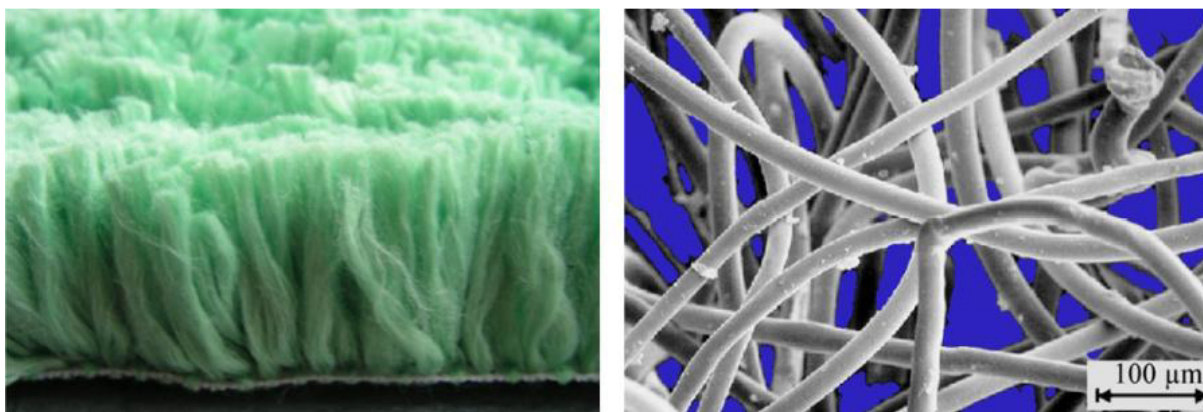


Abbildung 6.20: Aufbau und Struktur der Tuchfilteroberfläche (Grabbe, 2013)

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 6.21 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.

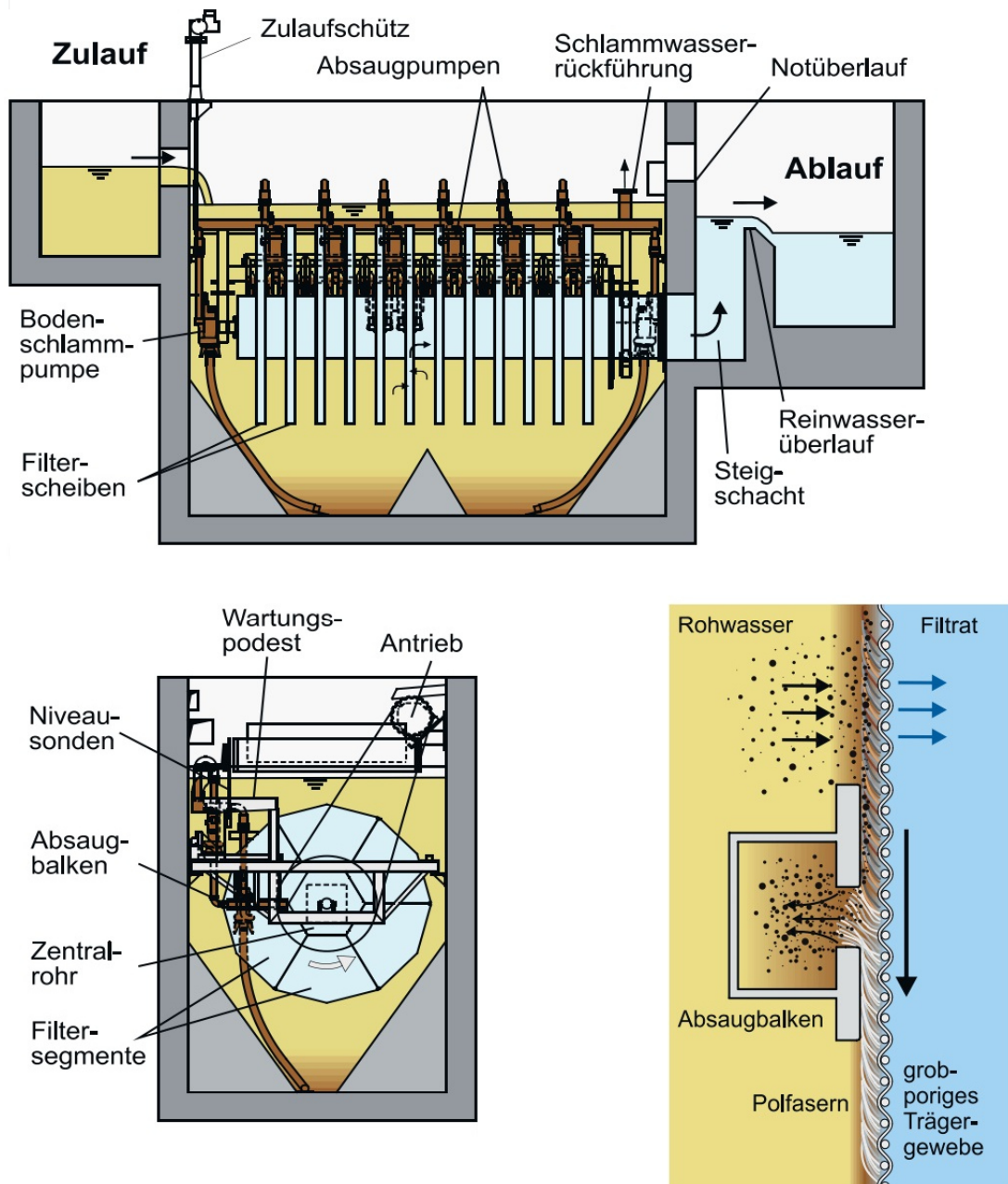


Abbildung 6.21: Aufbau (oben und links unten) und Absaugprozess (rechts unten) des Tuchfilters (Fa. Mecana, 2014a)

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 6.13 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 Osterwick vorgeschlagen, die DynaSand-Filtration 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 vierten 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 6.22 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.

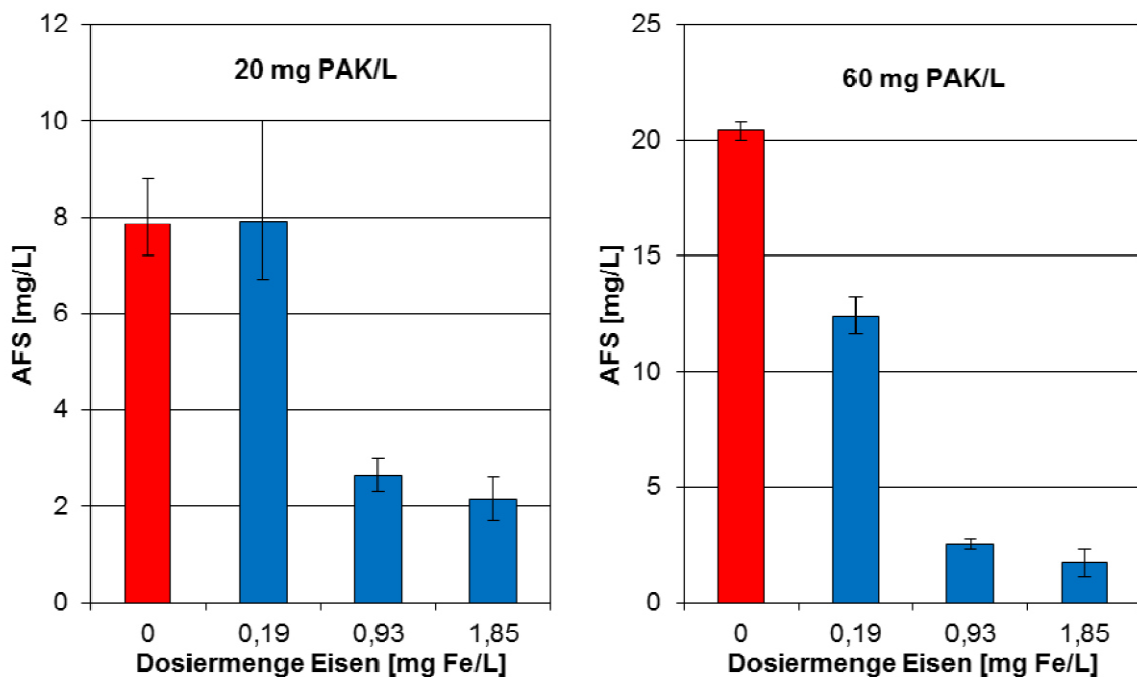


Abbildung 6.22: AFS-Konzentration im Überstau nach dem Absetzen der 20 mg/l PAK- (links) und 60 mg/l PAK-Suspension (rechts) bei unterschiedlichen Fällmittelzugaben (Pinnekamp, 2012)

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 vierten 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. Falls über eine Flockungshilfsmittelzugabe nachgedacht wird, so wird empfohlen diese, aus denselben bereits aufgeführten Gründen, mit dem Fällmittel einzuleiten.

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 vierten 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.

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)

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 Schlammwässerung • 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

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 vierten 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 6.23 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 vierte Reinigungsstufe ausgelegt werden soll. So sinken die spezifischen Kosten beim Bau einer verhältnismäßig kleinen vierten 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.

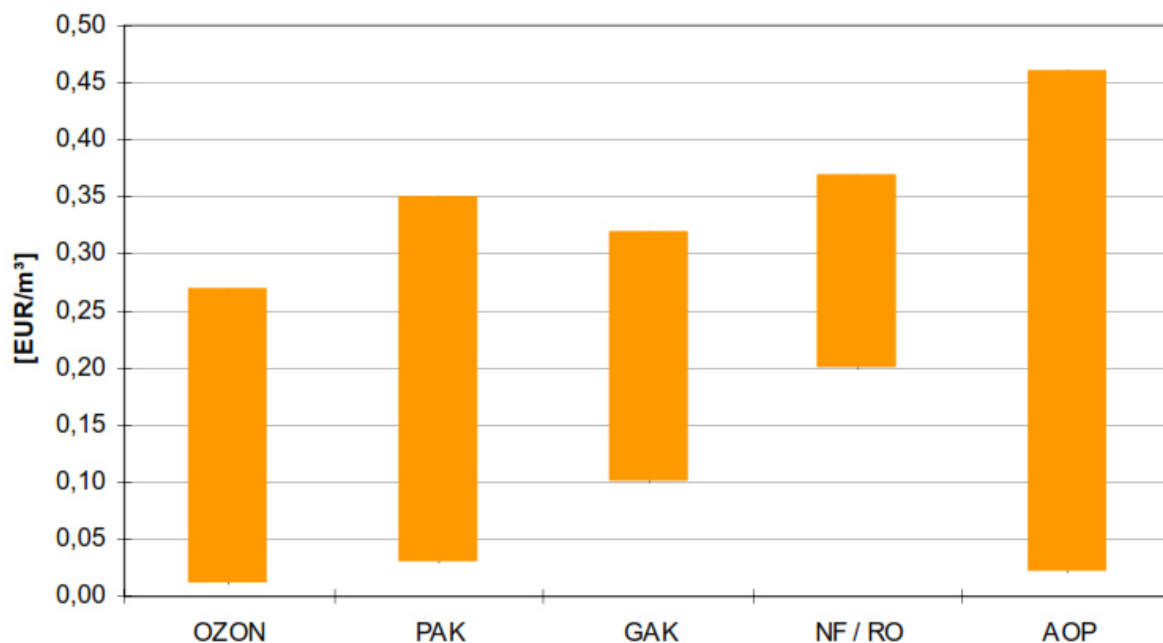


Abbildung 6.23: Bandbreite der spezifischen Kosten ($\text{€}/\text{m}^3$) der einzelnen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination. Teilweise handelt es sich um Betriebskosten, teilweise um Jahreskosten (Bolle, 2011)

7 Bewertung der Mikroschadstoffanalysen

In diesem Kapitel werden alle bekannten Ergebnisse aus Mikroschadstoffanalysen innerhalb der Kläranlage und im Gewässer aufgeführt. Einerseits wurden vor Beauftragung dieser Machbarkeitsstudie qualifizierte Stichproben im Kläranlagenablauf und ober- bzw. unterhalb des Kläranlagenablaufs im Gewässer Varlarer Mühlenbach (GÜS-Messstellen 808672 und 800922, siehe auch Abbildung 7.1) genommen und analysiert. Andererseits wurden im Rahmen der Bearbeitung dieser Machbarkeitsstudie die in der Broschüre zur Erstellung von Machbarkeitsstudien (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2015b) vorgeschlagenen Parameter analysiert.

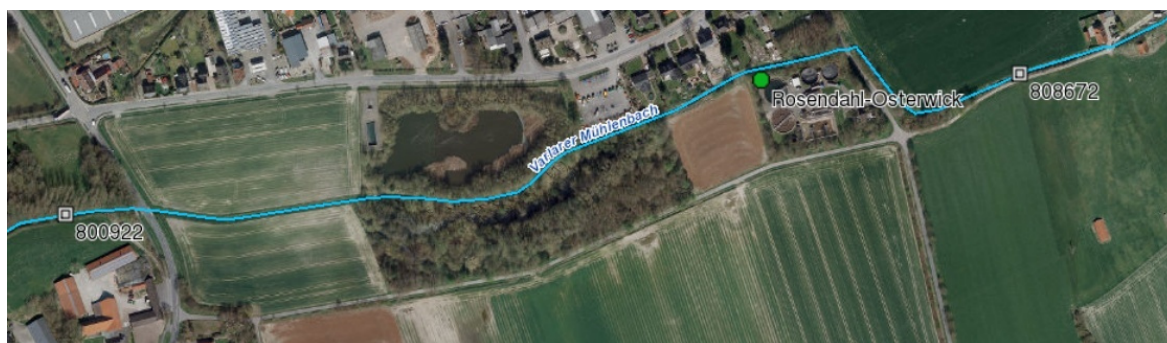


Abbildung 7.1: GÜS-Messstellen Varlarer Mühlenbach (ELWAS-WEB, 2016)

Neben den gemessenen Werten im Bereich der Kläranlage Osterwick werden auch die in dem zweiten Monitoringzyklus 2009 bis 2011 zugrunde gelegten Konzentrationen der sogenannten D4-Liste aufgeführt. Bei den dortigen Stoffkonzentrationen handelt es sich um Bewertungsmaßstäbe (Umweltqualitätsnormen, Orientierungswerte und Präventive Vorsorgewerte), die unterstützend zur Bewertung des biologischen Zustandes herangezogen wurden und für die es teilweise noch keinen gesetzlich geregelten Grenzwert gibt. Die D4-Liste wird aktuell überarbeitet und erweitert. In der derzeitigen Liste (Stand April 2014) sind nicht für jeden der analysierten Parameter aus den folgenden Kapiteln Bewertungsmaßstäbe angegeben. Insgesamt werden in der aktuellen D4-Liste 642 Stoffe aufgeführt.

7.1 Bewertung der Ergebnisse im Rahmen der Selbstüberwachung

Vor Beauftragung dieser Machbarkeitsstudie wurden von den Betreibern der Kläranlage Osterwick bereits Mikroschadstoffanalysen im Ablauf der Kläranlage und ober- bzw. unterhalb des Kläranlagenablaufs im Gewässer beauftragt. Bei den Probenahmestellen im Gewässer wurden die GÜS-Messstellen (BeV 3 bzw. 808672 und BeV 2 bzw. 800922) gewählt, einsehbar in der Abbildung 7.1. Hierbei wurde an zwei Terminen qualifizierte Stichproben an den o.g. Probenahmestellen genommen und auf die Konzentrationen von 7 Parametern analysiert. Laut Analyselabor fiel während der Probenahme kein Niederschlag, davor kam es jedoch zu leichten Schauern. 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 Varlarer Mühlenbach durch den Stoffeintrag der bewerteten Parameter beeinflusst wird.

Tabelle 7.1: Analytierte Parameter vor Bearbeitung der Machbarkeitsstudie

Datum		03.02.2016			04.05.2016			Vergleich mit D4-Liste
Probenahmestelle		BeV 3 (oh KA)	KA-Ab-lauf	BeV 2 (uh KA)	BeV 3 (oh KA)	KA-Ab-lauf	BeV 2 (uh KA)	
(Stoff-)Gruppe	Parameter	Konzentration der Parameter in ng/l						
Antibiotikum	Sulfamethoxazol	< 50	86	< 50	< 50	250	150	150
Antiepileptikum	Carbamazepin	< 50	130	55	< 50	200	140	500
Arzneistoff	Metoprolol	< 50	290	120	< 50	540	320	7.300
Schmerzmittel	Diclofenac	< 50	300	140	< 50	790	500	100
Korrosionsschutz	1H-Benzotriazol	66	4.500	2.000	2.700	10.000	7.500	10.000
Arzneistoff	Sotalol	< 50	87	< 50	< 50	240	140	100
Antibiotikum	Clarithromycin	< 50	70	< 50	< 50	< 50	< 50	20
Legende:		Konzentration liegt über dem Bewertungsmaßstab gem. der D4-Liste						

Werden die Werte der D4-Liste zur Beurteilung herangezogen, wird deutlich, dass es infolge des Kläranlagenablaufs beim Schmerzmittel Diclofenac und beim Arzneistoff Sotalol zur Überschreitung der Konzentration im Gewässer kam. Beim Antibiotikum Sulfamethoxazol war zudem einmal die Konzentration unterhalb des Kläranlagenablaufs im Gewässer gleich der Konzentration gemäß D4-Liste.

7.2 Bewertung der Ergebnisse im Rahmen des Screenings

Das Ablaufwasser aus der Nachklärung der Kläranlage Osterwick wurde gemäß Vorschlag für das Screening aus der Broschüre zur Bearbeitung von Machbarkeitsstudien (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2015b) mittels zwei 24h-Mischproben bei Trockenwetter auf 23 unterschiedliche Stoffe / Stoffgruppen untersucht. Die Probenahme der Probe 1 begann am 06.10.2016. Die Probenahme der Probe 2 begann am 12.10.2016. Der Befund dieser Analysen ergab, dass 17 der 23 aufgeführten Stoffe nachgewiesen wurden.

In der aktuellen D4-Liste werden lediglich für 10 der 23 analysierten Stoffe / Stoffgruppen Bewertungsmaßstäbe aufgeführt. Werden die Werte der D4-Liste zur Beurteilung des Kläranlagenablaufs Osterwick herangezogen, wird ersichtlich, dass 4 dieser 10 Parameter teilweise deutlich über den vorgegebenen Werten der D4-Liste liegen. Besonders auffällig ist hierbei das Schmerzmittel Diclofenac, dessen Ablaufwerte 20 bzw. 23-fach höher waren, als der Bewertungsmaßstab gemäß der D4-Liste.

Der Tabelle 7.2 ist zu entnehmen, dass in der ersten Probe 60 µg/l und in der zweiten Probe 70 µg/l Bromid nachgewiesen wurden. Bromide gehören zur Gruppe der Halogene. Es sind unterschiedliche chemische Verbindungen in Kombination mit Brom-Atomen. Genau betrachtet handelt es sich hierbei um anorganische Salze, die Brom enthalten. Entgegen der IUPAC-Regeln werden häufig auch organische Brom-Verbindungen als Bromide bezeichnet. Organische Bromidverbindungen sind zum Beispiel Dibrommethan (natürliches Produkt von einigen arktischen Makroalgen) oder Acetylbromid (Reaktionsprodukt von dem anorganischen Phosphortribromid und Essigsäure). Als Beispiele für anorganische Brom-Verbindungen dienen Magnesium- oder Kaliumbromid. Diese sind Bestandteile des Meersalzes und damit auch des daraus gewonnenen Speisesalz. Natriumbromid ist eine weitere anorganische Bromid-Verbindung. Dieses wird zum Beispiel bei der Herstellung von Arznei- und Bleichmittel verwendet.

Tabelle 7.2: Analysierte Parameter im Rahmen des Screenings

		Datum	06.10.16	12.10.16	Ver- gleich mit D4-Liste
		Probenahmestelle	KA-Ablauf	KA-Ablauf	
(Stoff-)Gruppe	Parameter	Einheit	Konzentration		
	AFS	mg/l	< 10	< 10	-
	DOC	mg/l	5	11	-
	Nitrit-N	mg/l	0,089	0,083	-
Halogenid	Bromid	µg/l	60	70	-
Perfluorierte Tenside	Perfluorooctansäure (PFOA)	ng/l	< 50	< 50	100
Perfluorierte Tenside	Perfluorooctansulfon- säure (PFOS)	ng/l	< 50	< 50	0,65
Perfluorierte Tenside	Summe PFOA/PFOS	ng/l	n.b.	n.b.	-
Antibiotikum	Ciprofloxacin	ng/l	88	120	-
Antibiotikum	Sulfamethoxazol	ng/l	280	210	150
Antiepileptikum	Carbamazepin	ng/l	520	450	500
Arzneistoff	Gabapentin	ng/l	4.600	4.900	-
Arzneistoff	Metoprolol	ng/l	740	840	7.300
Arzneistoff	Guanylharnstoff	ng/l	3.100	3.200	-
Arzneistoff	Candesartan	ng/l	550	690	-
Herbizid	Mecoprop (MCPP)	ng/l	< 50	< 50	100
Arzneistoff	Losartan	ng/l	150	180	-
Herbizid	Terbutryn	ng/l	< 50	< 50	65
Arzneistoff	Calsartan	ng/l	1.600	2.400	-
Schmerzmittel	Diclofenac	ng/l	2.000	2.300	100
Östrogene Bewertung	A-YES	ng/l	0,03	0,03	-
Süßstoff	Acesulfam	ng/l	6.700	2.900	-
Korrosionsschutz	1H-Benzotriazol	ng/l	15.000	11.000	10.000
Moschusduftstoff	Galaxolide /HHCB)	ng/l	480	440	7.000
Legende: Konzentration liegt über dem Bewertungsmaßstab gem. der D4-Liste					

Wie in Kapitel 6.2 erläutert, ist der kanzerogen wirkende Stoff Bromat ein Oxidationsprodukt bei der Ozonung. Bromat entsteht bei der Oxidation von Bromid. Bei dieser Reaktion ist die Endkonzentration des Bromats von der Bromidkonzentration vor der Ozonung, der Wassertemperatur und der zugeführten Ozonmenge abhängig (Schmidt, 2011). Aus diesem Grund kann bislang nicht genau vorhergesagt werden, welche Bromidkonzentration vor der Ozonung zu welcher Bromatkonzentration nach der Ozonung führt.

Das Oekotoxzentrum der Schweiz hat für Bromat ein chronisches Qualitätskriterium für die aquatische Umwelt von 50 µg/l abgeleitet (Oekotoxzentrum, 2015). Wird dieser Grenzwert für Bromat als künftiger Grenzwert für Kläranlagenabläufe gewählt, so kann er nicht garantiert eingehalten werden, es sei denn, der Ozoneintrag zur Mikroschadstoffelimination wird durch die Zulaufkonzentration des Bromids geregelt. Ob eine mittlere angestrebte 80 %-ige Mikroschadstoffelimination dann noch einzuhalten ist, bleibt fraglich.

In der aktuellen Borschüre zur Auslegung von 4. Reinigungsstufen (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2016) wird für den Rahmen von Planungsprozessen eine Schwellenwertbetrachtung für Bromid vorgeschlagen. Demnach ist bei Bromidkonzentrationen im Kläranlagenablauf unter $100 \mu\text{g/l}$ keine Limitierung innerhalb einer Ozonung für den Ozoneintrag bis $\leq 0,7 \text{ gO}_3/\text{gDOC}$ vorzunehmen. Wie in Kapitel 6.2 erläutert, schwanken die Erfahrungswerte für den Ozoneintrag unterschiedlicher Auslegungen und Versuche zwischen $0,4$ bis $1,24 \text{ gO}_3/\text{gDOC}$. Durch eine solche Limitierung des Ozoneintrags in Abhängigkeit von der Bromidkonzentration würde der Wirkungsgrad der Ozonung allein von diesem einen Parameter abhängig gemacht werden. Auch hierbei ist fraglich, ob die mittlere angestrebte 80 %-ige Mikroschadstoffelimination dann noch einzuhalten ist.

Abbildung 7.2 führt die Versuchsergebnisse zur Bromatbildung in der Ozonungsstufe auf der Kläranlage Regensdorf auf. Auch wenn die in Regensdorf entstandenen Bromatkonzentrationen unter den aufgezeigten Betriebsbedingungen sich nicht auf jede Kläranlage übertragen lassen, so dient die Abbildung zu einer ersten Einschätzung.

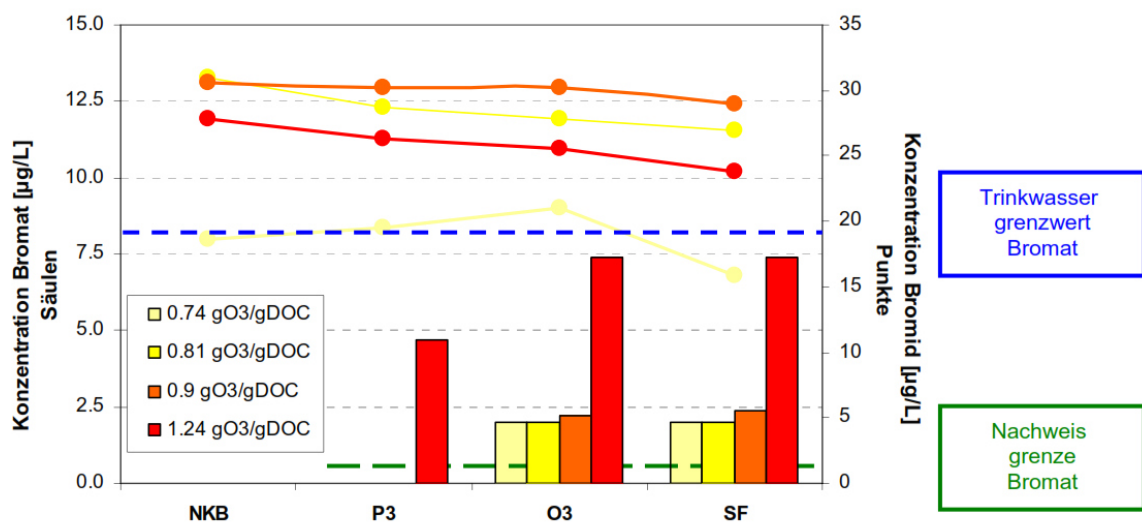


Abbildung 7.2: Konzentrationen von Bromid und Bromat entlang des Ozonungsreaktors und der Sandfiltration bei verschiedenen Ozondosen in der Ozonungsstufe der Kläranlage Regensdorf (Abegglen et al., 2009)

Ist davon auszugehen, dass der Ablauf der Kläranlage Osterwick häufig mit den in Tabelle 7.2 ermittelten Bromidkonzentration von $60 \mu\text{g/l}$ und $70 \mu\text{g/l}$ belastet ist, so führt dies nach Betrachtung der Abbildung 7.2 unter Umständen zu kritischen Bromatkonzentrationen nach der Ozonung.

Da es im Bereich der einzusetzenden Ozondosis innerhalb einer Ozonung zur Mikroschadstoffelimination noch Forschungsbedarf hinsichtlich der vorherrschenden Bromidkonzentration gibt und eine zusätzliche Belastung des Gewässers Varlarer Mühlenbach nicht zielführend wäre, wird im Rahmen der Machbarkeitsstudie nicht weiter auf eine Ozonungsstufe eingegangen. Sollte es zu dieser Thematik zum Zeitpunkt einer möglichen zu-

künftigen Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe neue Erkenntnisse geben, wird eine erneute Beurteilung empfohlen.

7.3 Bewertung der Ergebnisse im Rahmen des Monitorings

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

Die Probenahmen im Zulauf der Kläranlage konnten lediglich als zeitproportionale 24h-Mischproben erfolgen. Eine mengenproportionale Probenahme war aufgrund der örtlichen technischen Ausrüstung nicht möglich. Die Probenahmen im Ablauf erfolgten hingegen als mengenproportionale 24h-Mischprobe. Die Probenahmen oberhalb und unterhalb des Kläranlagenablaufs im Gewässer erfolgten als qualifizierte Stichproben.

Der Tabelle 7.3 ist zu entnehmen, dass einige Stoffe bereits innerhalb der Kläranlage zurückgehalten werden können. So sind beispielhaft die Antibiotika Ciprofloxacin und Sulfamethoxazol zu nennen. Bis auf eine Ausnahme, wurden die Konzentrationen dieser Stoffe bei allen Analysen innerhalb der Kläranlage reduziert. Eine konstante Eliminationsrate ist nicht zu erkennen.

Die anderen Stoffe wurden geringfügig, wenig oder gar nicht zurückgehalten. Manche Konzentrationen im Ablauf waren höher als im Zulauf, was auf die unterschiedliche Verfahrensweise bei der Probenahme und auf die Durchflusszeiten innerhalb der Kläranlage zurückgeführt werden kann.

Der Arzneistoff Guanylarnstoff zeigte mit einer Ausnahme durchweg im Ablauf der Kläranlage deutlich höhere Konzentrationen, als im Zulauf. Guanylarnstoff ist ein Abbauprodukt des Arzneistoffs Metformin. Es liegt nahe, dass Metformin während der Klärprozesses zu Guanylarnstoff abgebaut wurde. Diese Annahme wurde durch das begleitende Labor bestätigt, in welchem auch die Metformin-Konzentration betrachtet wurde.

Tabelle 7.3: Analyierte Parameter im Rahmen des Monitorings

Datum	14.12.2016				15.12.2016		03.01.2017				04.01.2017		05.01.2017		Vergleich mit D4-Liste
Probenahmestelle*	1	2	3	4	1	2	1	2	3	4	1	2	1	2	
Parameter	Konzentration der Parameter in ng/l														
Ciprofloxacin	240	49	< 20	< 20	84	76	150	52	< 10	13	320	48	160	79	-
Sulfamethoxazol	970	62	< 10	290	1.100	730	320	160	< 20	49	66	130	130	110	150
Carbamazepin	280	38	< 10	190	330	380	250	260	< 50	180	98	210	100	210	500
Gabapentin	13.000	8.900	< 10	4.900	14.000	9.300	7.500	6.100	89	4.800	4.800	5.800	4.400	6.100	-
Guanylharnstoff	110	4.600	< 10	3.000	77	4.700	1.200	4.600	< 50	3.300	3.600	3.600	340	3.400	-
Diclofenac	2.000	2.400	< 10	1.500	2.300	2.600	2.600	2.300	< 10	1.400	740	1.500	710	1.300	100
1H-Benzotriazol	7.600	5.800	980	3.900	9.600	6.200	10.000	5.200	4.300	4.700	8.800	7.500	19.000	12.000	10.000
Legende:	* 1 = Zulauf Kläranlage; 2 = Ablauf Kläranlage; 3 = Gewässer oberhalb Kläranlage; 4 = Gewässer unterhalb Kläranlage														
	Konzentration im Ablauf / Gewässer liegt über dem Bewertungsmaßstab gem. der D4-Liste														

Die Ergebnisse der Probenahmen am 14.12.2016 und 03.01.2017 im Gewässer oberhalb und unterhalb der Kläranlage verdeutlichen, dass die Konzentrationen der bewerteten Parameter infolge der Kläranlageneinleitung deutlich ansteigen. Oberhalb der Kläranlage waren elf der 14 Konzentrationen nicht messbar, da diese unterhalb der Bemessungsgrenze lagen. Am 03.01.2017 konnte eine geringe Konzentration des Arzneistoffs Gabapentin oberhalb der Kläranlage festgestellt werden. Das Korrosionsschutzmittel 1H-Benzotriazol konnte an beiden Tagen in hohen Konzentrationen nachgewiesen werden. 1H-Benzotriazol bietet vielseitige Anwendungsmöglichkeiten. So findet es Anwendung als Korrosionsschutz von Metallen, zum Beispiel zum Schutz von Dächern. Darüber hinaus findet man 1H-Benzotriazol in Schmierölen und Schmierstoffen, in Wärmeleitflüssigkeiten und in medizinischen Geräten. Auch zur Enteisung von Straßen wird 1H-Benzotriazol eingesetzt (Umweltbundesamt, 2017). Die Konzentration des 1H-Benzotriazols im Gewässer lässt sich aufgrund der Vielzahl von Anwendungsmöglichkeiten also nicht auf eine Eintragsquelle zurückverfolgen.

Zusammengefasst verdeutlichen die Ergebnisse der Mikroschadstoffanalyse, dass die Kläranlage Osterwick von Mikroschadstoffen beaufschlagt wird und nicht dazu in der Lage ist, diese ausreichend mittels der herkömmlichen Abwasserreinigung zu entfernen. Eine vierte 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 vierte Reinigungsstufe südöstlich auf dem Kläranlagengelände zu dimensionieren. Dies ist die derzeit einzige Fläche auf dem Kläranlagengrundstück, die sich in relativer Nähe zum Kläranlagenablauf befindet und derzeit nicht genutzt wird. Bei einer späteren Umsetzung der 4. Reinigungsstufe kann über einen Grunderwerb der westlich liegenden, landwirtschaftlich betriebenen Fläche nachgedacht werden. Ersichtlich ist die Fläche als rot markierte Fläche in Abbildung 8.1.

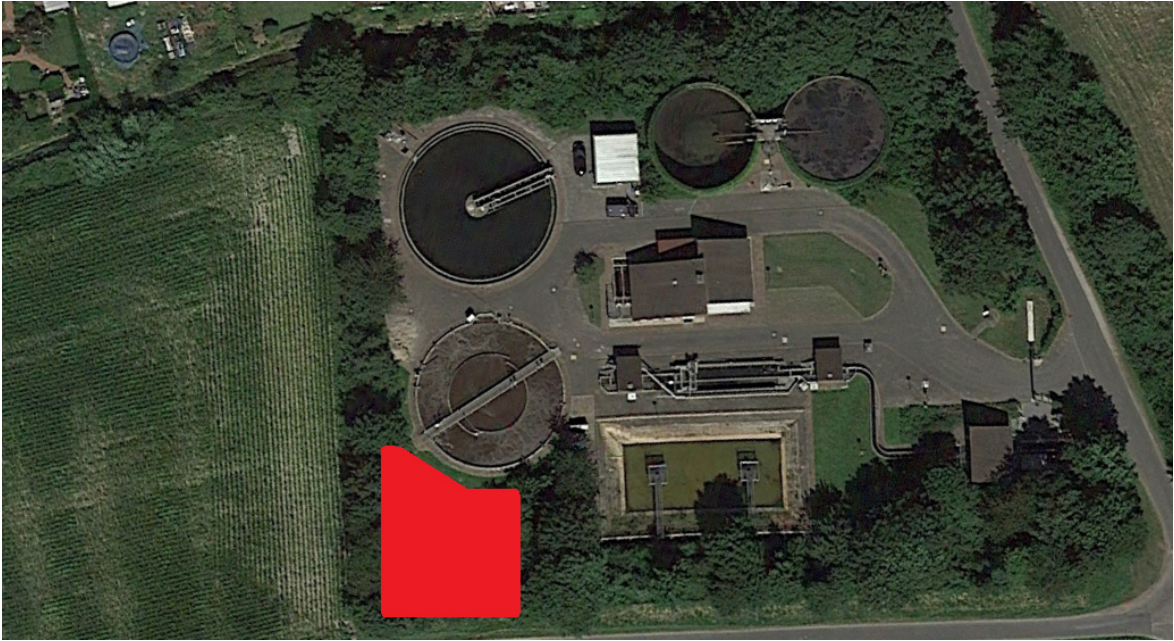


Abbildung 8.1: Ausgewählte Fläche für die vierte Reinigungsstufe auf der Kläranlage (verändert und ergänzt nach Google, 2017)

Eine gesetzliche Vorgabe zur Auslegung einer vierten 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 Osterwick aus Trenn- und Mischsystem besteht, sollte laut Empfehlung aus der Broschüre eine 4. Reinigungsstufe für die KA Osterwick mindestens 90 % der Jahresabwassermenge behandeln können (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2016). Zur Bestimmung der Auslegungswassermenge sollten hierbei die Abflussdaten mehrerer Jahre herangezogen werden. Die Datenerhebung mit dem aktuell eingesetzten System auf der Kläranlage beginnt im Februar 2012, weshalb die Daten von Februar 2012 bis einschließlich Januar 2016 bewertet wurden.

Werden die täglichen Ablaufmengen (Abbildung 8.2, blaue Balken) betrachtet, so ist zu erkennen, dass sie starken Schwankungen unterliegen. Würde die vierte Reinigungsstufe nach der durchschnittlichen Jahresschmutzwassermenge 2013 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 $4.790 \text{ m}^3/\text{d}$ zur weiteren Berechnung zu wählen, wodurch im Zeitraum zwischen Februar 2012 und Januar 2016 über 90 % des täglichen Ablaufs behandelt worden wären.

Abbildung 8.2 stellt die täglichen Ablaufmengen der Kläranlage Osterwick im gewählten Bemessungszeitraum dar. Der rote Strich entspricht dem täglichen Ablauf von $4.790 \text{ m}^3/\text{d}$. Es wird ersichtlich, dass die vierte Reinigungsstufe nicht kontinuierlich mit $4.790 \text{ m}^3/\text{d}$ beschickt wird. Deshalb wurde festgelegt, für die Betriebsmittelkostenrechnung einen

Wert von $3.556 \text{ m}^3/\text{d}$ zu verwenden. Dieser Wert entspricht dem durchschnittlichen Abfluss unterhalb der in Abbildung 8.2 ersichtlichen roten Linie, also jedem Abfluss im Bemessungszeitraum $\leq 4.790 \text{ m}^3/\text{d}$.

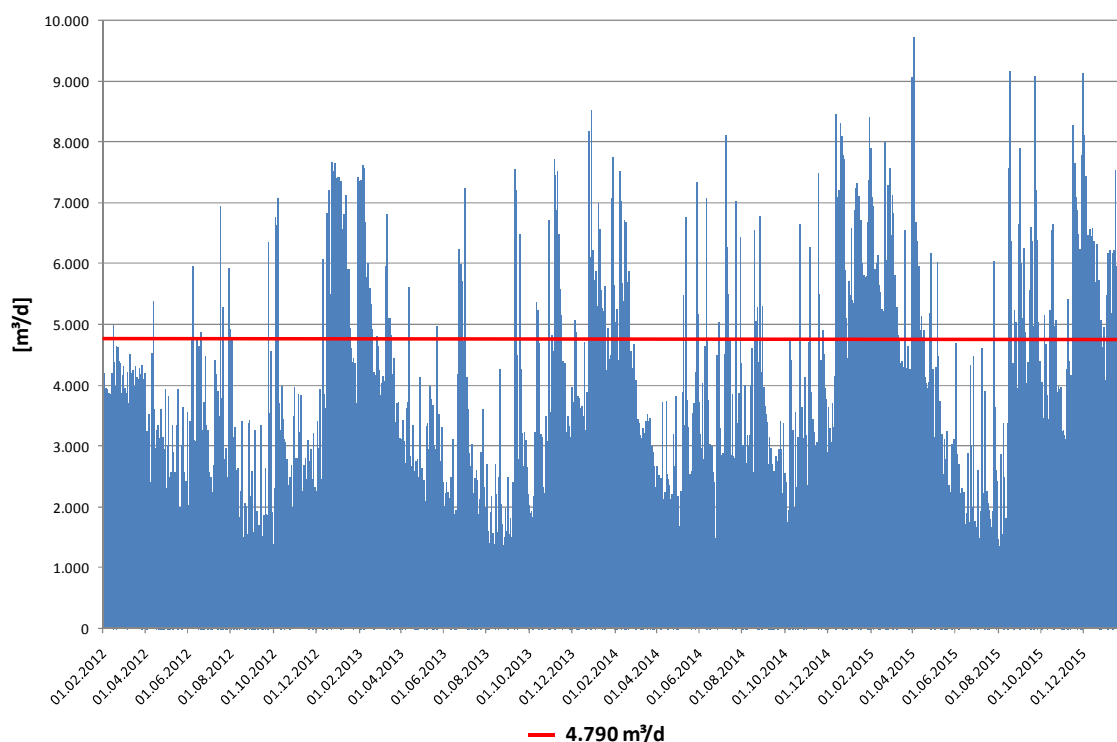


Abbildung 8.2: Ablaufmengen der Kläranlage im Zeitraum vom 01.02.2012 bis 31.01.2016

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>	<i>Einheit</i>	<i>Größe</i>
1. Gewählte Durchflussmenge für die Hauptverfahren	m ³ /d bzw. m ³ /h	4.790 bzw. 200
2. Gewählte Durchflussmenge für die Nachbehandlung	l/s bzw. m ³ /h	112,2 bzw. 404
Gewählte Durchflussmenge zur Betriebsmittel-auslegung	m ³ /d bzw. m ³ /h	3.556 bzw. 148

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 vierte 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 vierte Reinigungsstufe nachzurüsten, deren Abwasser mehr als 10 % des Fließgewässers ausmacht.

Im Jahr 2014 entsprach der mittlere Abwasseranteil auf Höhe der Einleitungsstelle der Kläranlage Osterwick im Varlarer Mühlenbach 48,2 % (bezogen auf den mittleren Abfluss MQ). Folgt die Europäische Union dem Beispiel der Schweiz, so bestände für die Kläranlage Osterwick 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 ($JAM > 1/3 \text{ MNQ}$), um eine 4. Reinigungsstufe erweitert werden sollen, so bestände auch hier dringender Handlungsbedarf. Bezogen auf den mittleren Niedrigwasserabfluss lag der Abwasseranteil 2014 im Varlarer Mühlenbach bei 405,6 %.

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.

Bessere Ablaufwerte infolge einer Endfiltration

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

Eine weitergehende Elimination auf Mikroschadstoffe ist durch eine herkömmliche Endfiltration nicht zu erwarten.

Ersten Kostenschätzungen zu Folge würden sich die Investitionskosten für die Umsetzung einer Endfiltration auf etwa 1.200.000 € belaufen. Die Betriebskosten hierfür belaufen sich auf geschätzte 20.000 €/a.

10 Verfahrensmöglichkeiten und Kostenschätzungen

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

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

In Bezug auf die in Kapitel 6.3.2.3 benannten Erkenntnisse wurde bei keiner der aufgeführten Varianten eine Flockungshilfsmitteldosierung berücksichtigt.

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. Hier wird aufgrund der wenigen Verfahrensmöglichkeiten lediglich eine Variante betrachtet.

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

Die in den einzelnen Varianten ermittelte Investitions- und Betriebskostenschätzung sollte als grober Anhaltspunkt bei der späteren Umsetzung einer vierten 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 Osterwick 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 DynaSand-Filter vorgeschlagen.

Für die Umsetzung dieser Variante wäre nach erster Einschätzung ein Grunderwerb eines Teils der westlich gelegenen, landwirtschaftlich betriebenen Fläche nötig. Die Kosten hierfür wurden zunächst nicht berücksichtigt.

Mit dem Ablauf der Nachklärbecken beginnt die vierte 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 Rührwerk angeordnet ist.

Den Kontaktbecken ist ein längliches Sedimentationsbecken nachgeschaltet. Es dient der ersten Abscheidung beladener Aktivkohle. Das Sedimentationsbecken wurde für eine Aufenthaltszeit von 2 Stunden ausgelegt. Das Rücklaufverhältnis wurde mit 0,5 gewählt, da bis auf den beladenen Aktivkohleschlamm und gefällten Phosphor nicht mit weiteren Frachten zu rechnen ist. Der Rücklaufschlamm 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 Klärschlammeigenschaften 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 DynaSand-Filtration, in der das Wasser-PAK-Gemisch filtriert wird. 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. Der Bemessungszufluss für den Kontaktreaktor bleibt hingegen unverändert. Liegt der Ablauf der Nachklärung über dem Bemessungszufluss der Kontaktbecken, wird der Überstau direkt in die Filtration abgeschlagen.

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

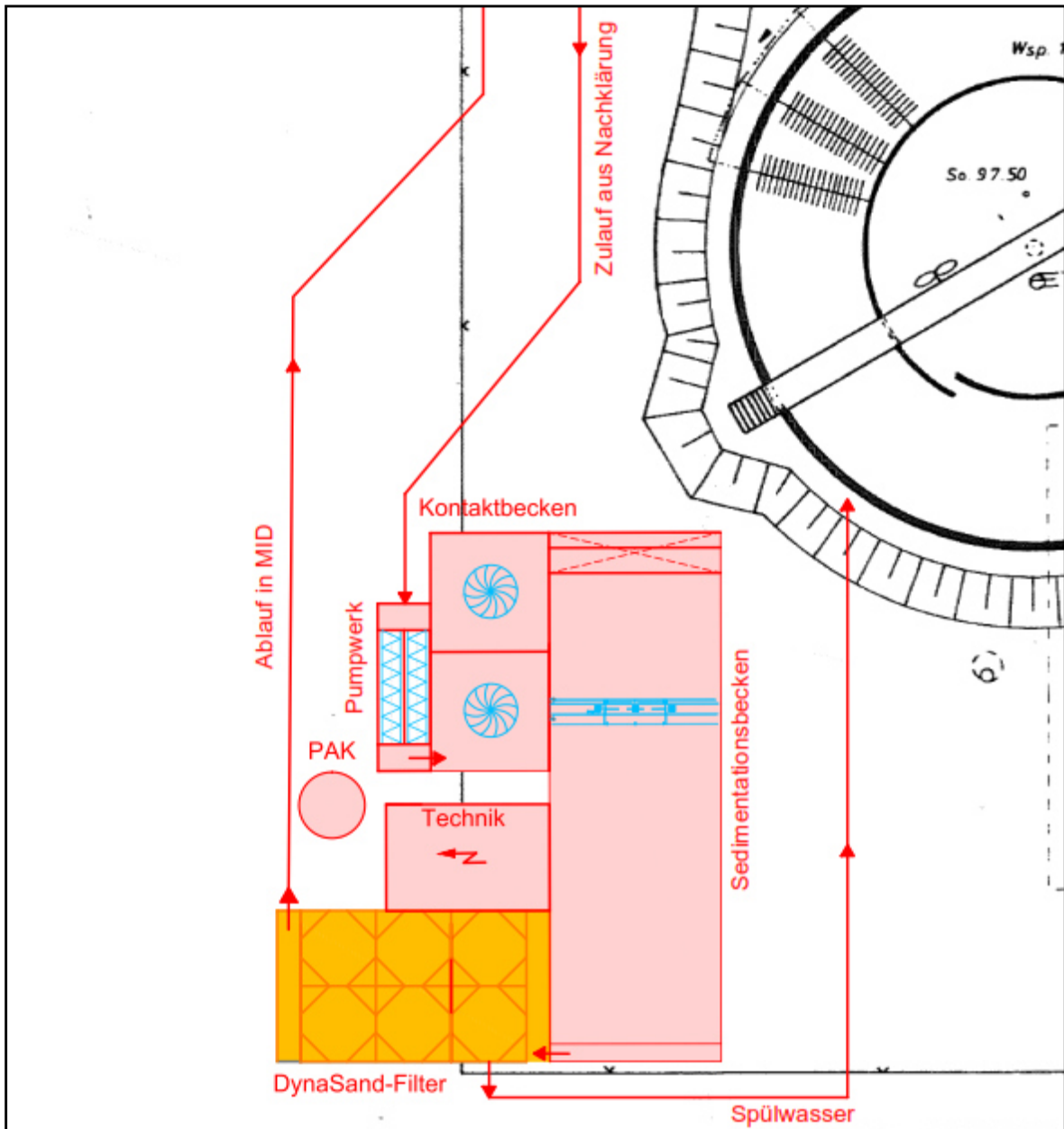


Abbildung 10.1: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.1

Sollten in Zukunft die Anforderungen an die Phosphor-Ablaufwerte verschärft werden, so können bei definierter Fällmittelzugabe Phosphor-Ablaufwerte von 0,1 mg/l erreicht werden (Zehendner, 2014).

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

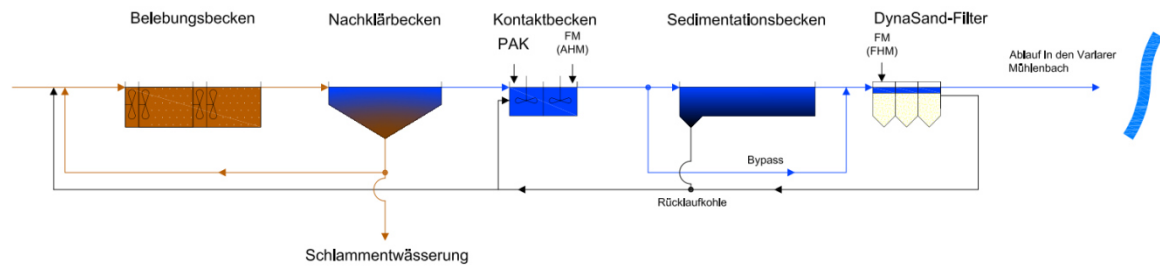


Abbildung 10.2: Fließschema zur Variante 1.1

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

Zulauf

- Für die Becken: 200 m³/h
- Für Pumpwerk und Filtration: 404 m³/h
- Für die Betriebsmittelkosten: 148 m³/h
- Rücklaufverhältnis aus der Sedimentation in den Kontaktreaktor von 0,5

Schneckenhebewerk

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 600 mm
- Fördervolumenstrom: $Q_{\max} = 74$ l/s je Schnecke
- Förderhöhe: 2.000 mm

Kontaktbecken

- Kontaktzeit von 30 min bzw. 0,5 h
- Durch $RV = 0,5$ ergibt sich ein Zulauf von 300 m³/h
- Volumen: 300 m³/h · 0,5 h = 150 m³
 - gewähltes Volumen von 2 · 75 m³

Sedimentationsbecken

- Kontaktzeit von 2 h
- Durch $RV = 0,5$ ergibt sich ein Volumen von:
 - 300 m³/h · 2 h = 600 m³

DynaSand-Filter (laut Hersteller)

- Sechs Filter
- Durchsatz: ca. 404 m³/h bei AFS < 45 mg/l im Zulauf
 - AFS < 5 - 10 mg/l im Ablauf
- Oberflächenbelastung: $v \leq 13,3$ m/h
- Filterbetthöhe: 1,5 m
- Filterhöhe: 5,45 m
- Filterfläche pro Filter: 5 m² → 30 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. 3 - 10 m³/h (0,7 – 2,5 % bei maximalem Durchfluss von 404 m³/h)
- Maximale Spülabwassermenge: 21 - 27 m³/h (5,2 – 6,7 % bei maximalem Durchfluss von 404 m³/h)

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:
 - 17,8 kgPAK/d bzw. 6.490 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 10 mg/l:
 - 35,6 kgPAK/d bzw. 12.979 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 15 mg/l:
 - 53,3 kgPAK/d bzw. 19.469 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 20 mg/l:
 - 71,1 kgPAK/d bzw. 25.959 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:

- 5.192 kgFe/a

Zusätzlicher Schlammfall

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

- 19.469 kgPAK/a → 38.938 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.

Tabelle 10.1: Investitionskosten Variante 1.1

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	717.816 €
2.	Gesamtsumme Maschinentechnik	572.300 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	217.500 €
	Zwischensumme netto	1.507.616 €
	Baunebenkosten 20 %	301.523 €
	Zwischensumme	1.809.139 €
	+ 19 % MwSt.	343.736 €
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 1.1	2.152.875 €

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

Tabelle 10.2: Laufende Kosten der Variante 1.1

Kapitalgebundene Kosten				
Beschreibung	Bautechnik	Maschinen- technik	EMSR	Summe
Investitionskosten incl. Baunebenkosten incl. MwSt.	1.025.041 €	817.244 €	310.590 €	2.152.875 €
Nutzungsdauer Bautechnik in Jahren	30			
Nutzungsdauer Maschinentechnik in Jahren		15		
Nutzungsdauer EMSR-Technik in Jahren			10	
Zinssatz	3%	3%	3%	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bautechnik	0,05102			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinentechnik		0,08377		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik			0,11723	
Summe Kapitalgebundene Kosten	52.298 €/a	68.461 €/a	36.410 €/a	157.169 €/a
Betriebskosten				
Komponente	Menge/Anzahl	Einheit	Kosten/Einheit	Gesamtkosten
Schneckenpumpwerk	14.535	kWh/a	0,210 €/kWh	3.052 €/a
Rührwerke	7.788	kWh/a	0,210 €/kWh	1.635 €/a
Pulveraktivkohle	19.469	kgPAK/a	1,60 €/kgPAK	31.151 €/a
PAK-Dosierstation	10.512	kWh/a	0,210 €/kWh	2.208 €/a
Fällmittel	5.192	kgFe/a	0,15 €/kgFe	779 €/a
Gesamtkosten: Sedimentationsbecken	14.454	kWh/a	0,210 €/kWh	3.035 €/a
Filtration	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			7.566 €/a
Schlammkosten	38,94	t/a	17 €/t	672 €/a
Personalkosten	0,3	MA/a	50.000 €/MA	15.000 €/a
Summe Betriebskosten				65.098 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 1.1				222.266 €/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. Halbtechnische Versuche der Arge „Forschung Spurenstoffe NRW“ – MIKROFlock haben gezeigt, dass eine solche Anlage zu guten Ergebnissen hinsichtlich der Adsorption von Mikroschadstoffen und der späteren PAK-Abscheidung führen kann.

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 DynaSand-Filtration, in der das PAK-Gemisch filtriert wird, wodurch 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 Klärschlammigenschaften 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 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 bei definierter Fällmittelzugabe Phosphor-Ablaufwerte von 0,1 mg/l erreicht werden (Zehendner, 2014).

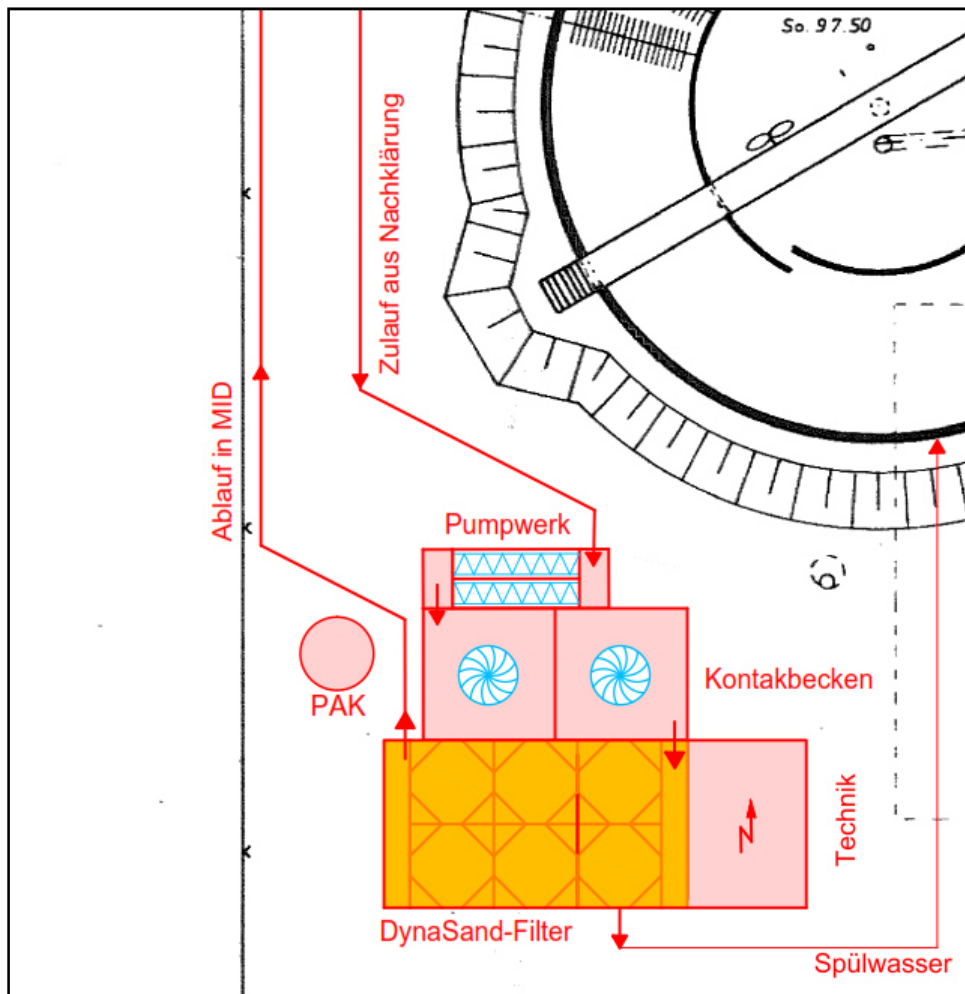


Abbildung 10.3: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.2

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

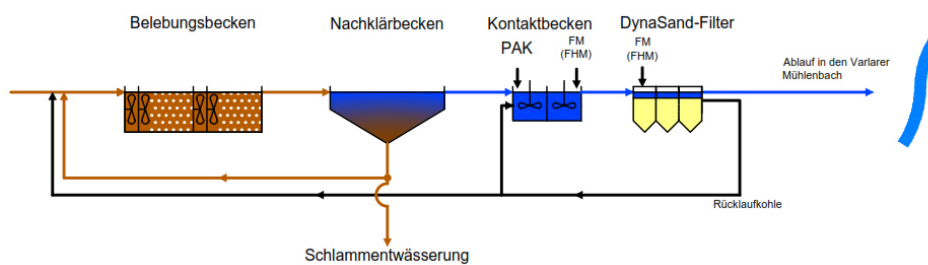


Abbildung 10.4: Fließschema der Variante 1.2

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

Zulauf

- Für die Becken: 200 m³/h
- Für Pumpwerk und Filtration: 404 m³/h
- Für die Betriebsmittelkosten: 148 m³/h

Schneckenhebewerk

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 600 mm
- Fördervolumenstrom: $Q_{\max} = 74 \text{ l/s}$ je Schnecke
- Förderhöhe: 2.000 mm

Kontaktbecken

- Kontaktzeit von 30 min bzw. 0,5 h
- Volumen: $200 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 0,5 \text{ h} = 100 \text{ m}^3$
 - gewähltes Volumen von $2 \cdot 50 \text{ m}^3$

DynaSand-Filter (laut Hersteller)

- Sechs Filter
- Durchsatz: ca. $404 \text{ m}^3/\text{h}$ bei $\text{AFS} < 45 \text{ mg/l}$ im Zulauf
 - $\text{AFS} < 5 - 10 \text{ mg/l}$ im Ablauf
- Oberflächenbelastung: $v \leq 13,3 \text{ m/h}$
- Filterbetthöhe: 1,5 m
- Filterhöhe: 5,45 m
- Filterfläche pro Filter: $5 \text{ m}^2 \rightarrow 30 \text{ m}^2$ 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. $3 - 10 \text{ m}^3/\text{h}$ (0,7 – 2,5 % bei maximalem Durchfluss von $404 \text{ m}^3/\text{h}$)
- Maximale Spülabwassermenge: $21 - 27 \text{ m}^3/\text{h}$ (5,2 – 6,7 % bei maximalem Durchfluss von $404 \text{ m}^3/\text{h}$)

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 :
 - $17,8 \text{ kgPAK/d}$ bzw. 6.490 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 10 mg/l :
 - $35,6 \text{ kgPAK/d}$ bzw. 12.979 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 15 mg/l :
 - $53,3 \text{ kgPAK/d}$ bzw. 19.469 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 20 mg/l :
 - $71,1 \text{ kgPAK/d}$ bzw. 25.959 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:

- 5.192 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:

- 19.469 kgPAK/a → 38.938 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.

Tabelle 10.3: Investitionskosten Variante 1.2

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	499.891 €
2.	Gesamtsumme Maschinenteknik	493.800 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	212.500 €
	Zwischensumme netto	1.206.191 €
	Baunebenkosten 20 %	241.238 €
	Zwischensumme	1.447.429 €
	+ 19 % MwSt.	275.012 €
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 1.2	1.722.440 €

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.	713.844 €	705.146 €	303.450 €	1.722.440 €
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	36.420 €/a	59.070 €/a	35.573 €/a	131.064 €/a
Betriebskosten				
Komponente	Menge/Anzahl	Einheit	Kosten/Einheit	Gesamtkosten
Schneckenpumpwerk	14.535	kWh/a	0,210 €/kWh	3.052 €/a
Rührwerke	7.788	kWh/a	0,210 €/kWh	1.635 €/a
Pulveraktivkohle	19.469	kgPAK/a	1,60 €/kgPAK	31.151 €/a
PAK-Dosierstation	10.512	kWh/a	0,210 €/kWh	2.208 €/a
Fällmittel	5.192	kgFe/a	0,15 €/kgFe	779 €/a
Filtration	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			7.566 €/a
Schlammkosten	38,94	t/a	17 €/t	672 €/a
Personalkosten	0,3	MA/a	50.000 €/MA	15.000 €/a
Summe Betriebskosten				62.062 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 1.2				193.126 €/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.

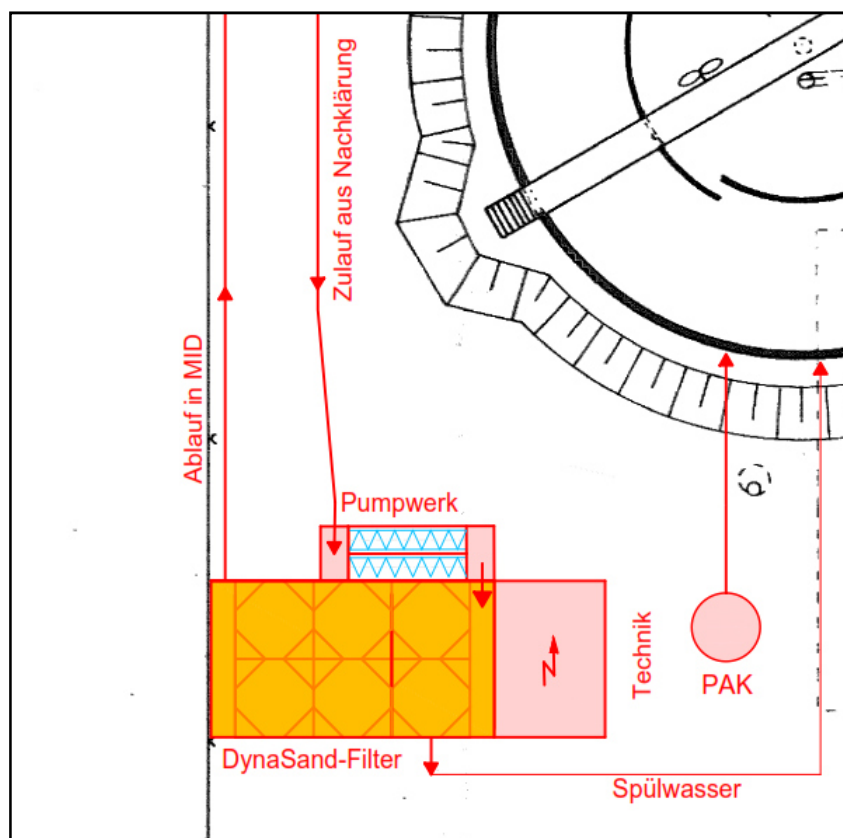


Abbildung 10.5: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.3

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.

Sollten in Zukunft die Anforderungen an die Phosphor-Ablaufwerte verschärft werden, so können bei definierter Fällmittelzugabe Phosphor-Ablaufwerte von 0,1 mg/l erreicht werden (Zehendner, 2014).

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

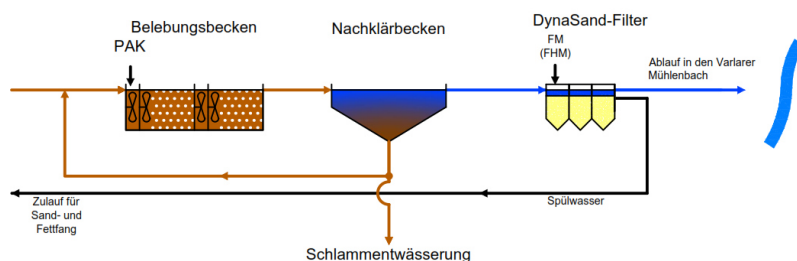


Abbildung 10.6: Fließschema der Variante 1.3

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

Zulauf

- Für Pumpwerk und Filtration: 404 m³/h
- Für die Betriebsmittelkosten: 148 m³/h

Schneckenhebewerk

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 600 mm
- Fördervolumenstrom: $Q_{\max} = 74$ l/s je Schnecke
- Förderhöhe: 2.000 mm

DynaSand-Filter (laut Hersteller)

- Sechs Filter
- Durchsatz: ca. 404 m³/h bei AFS < 45 mg/l im Zulauf
 - AFS < 5 - 10 mg/l im Ablauf
- Oberflächenbelastung: $v \leq 13,3$ m/h
- Filterbetthöhe: 1,5 m
- Filterhöhe: 5,45 m
- Filterfläche pro Filter: 5 m² → 30 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. 3 - 10 m³/h (0,7 – 2,5 % bei maximalem Durchfluss von 404 m³/h)

- Maximale Spülabwassermenge: 21 - 27 m³/h (5,2 – 6,7 % bei maximalem Durchfluss von 404 m³/h)

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:
 - 35,6 kgPAK/d bzw. 12.979 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 20 mg/l:
 - 71,1 kgPAK/d bzw. 25.959 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 30 mg/l:
 - 106,7 kgPAK/d bzw. 38.938 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 40 mg/l:
 - 142,2 kgPAK/d bzw. 51.918 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:

- 5.192 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:

- 38.938 kgPAK/a → 77.876 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.

Tabelle 10.5: Investitionskosten Variante 1.3

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	380.004 €
2.	Gesamtsumme Maschinentchnik	475.800 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	202.500 €
	Zwischensumme netto	1.058.304 €
	Baunebenkosten 20 %	211.661 €
	Zwischensumme	1.269.965 €
	+ 19 % MwSt.	241.293 €
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 1.3	1.511.258 €

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.	542.645 €	679.442 €	289.170 €	1.511.258 €
Nutzungsdauer Bautechnik in Jahren	30			
Nutzungsdauer Maschinentchnik in Jahren		15		
Nutzungsdauer EMSR-Technik in Jahren			10	
Zinssatz	3%	3%	3%	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Bautechnik	0,05102			
Kapitalwiedergewinnungsfaktor Maschinentchnik		0,08377		
Kapitalwiedergewinnungsfaktor EMSR-Technik			0,11723	
Summe Kapitalgebundene Kosten	27.686 €/a	56.917 €/a	33.899 €/a	118.502 €/a
Betriebskosten				
Komponente	Menge/Anzahl	Einheit	Kosten/Einheit	Gesamtkosten
Schneckenpumpwerk	14.535	kWh/a	0,210 €/kWh	3.052 €/a
Pulveraktivkohle	38.938	kgPAK/a	1,60 €/kgPAK	62.301 €/a
PAK-Dosierstation	10.512	kWh/a	0,210 €/kWh	2.208 €/a
Fällmittel	5.192	kgFe/a	0,15 €/kgFe	779 €/a
Filtration	Voraussichtliche Gesamtkosten			7.566 €/a
Schlammkosten	77,88	t/a	17 €/t	1.343 €/a
Personalkosten	0,3	MA/a	50.000 €/MA	15.000 €/a
Summe Betriebskosten				92.249 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 1.3				210.751 €/a

10.4 Variante 2: GAK-Adsorption

Ein alternatives Verfahren zur Mikroschadstoffelimination ist die Adsorption mittels granulierter Aktivkohle. Bei der vorgeschlagenen Variante durchfließt das Wasser zunächst eine Sandfiltration. Diese Maßnahme wurde vorgeschlagen, um im Vergleich zu den Varianten 1.1 bis 1.3 vergleichbare Ablaufwerte am Ende der vierten 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 bei definierter Fällmittelzugabe Phosphor-Ablaufwerte von 0,1 mg/l erreicht werden (Zehendner, 2014).

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 7.000 anstatt 5.000 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 in die Varlarer Mühlenbach.

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 würde sich auf etwa 570.000 €. Die laufenden Jahreskosten bleiben etwa gleich. Dies hat den Grund, dass in diesem Fall wieder mit 5.000 BV gerechnet wurde, wodurch die Betriebskosten ansteigen. 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 nicht so hoch aus, wie bei der Variante mit vorgeschalteter Sandfiltration. Werden außerdem in Zukunft die Anforderungen an die Ablaufwerte verschärft, wäre eine ausreichende Elimination allein durch den GAK-Filter möglicher Weise nicht gegeben.

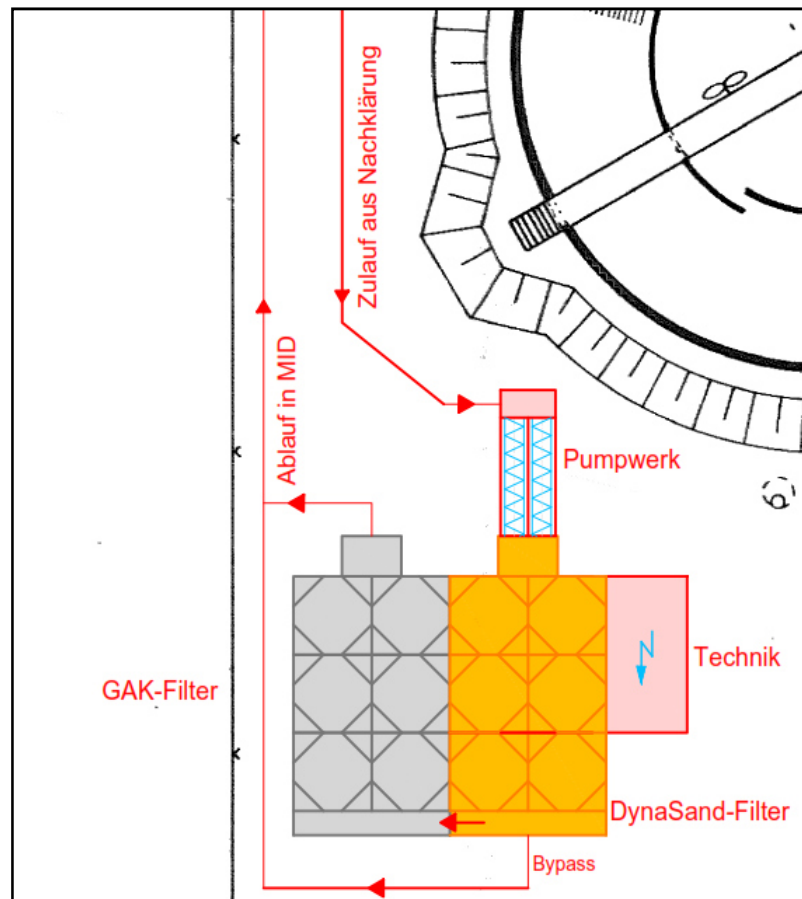


Abbildung 10.7: Mögliche Ausführungsform der Variante 2

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

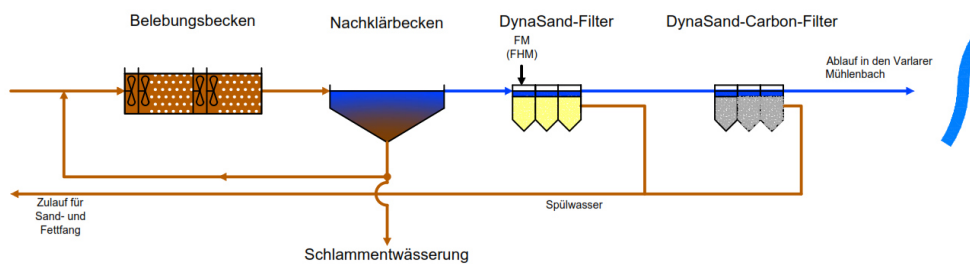


Abbildung 10.8: Fließschema der Variante 2

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

Zulauf

- Für Hebewerk und DynaSand-Filtration: 404 m³/h
- Für DynaCarbon-Filtration: 200-280 m³/h
- Für die Betriebsmittelkosten: 148 m³/h

Schneckenhebewerk

- Zwei Schnecken

- Durchmesser: 600 mm
- Fördervolumenstrom: $Q_{\max} = 74$ l/s je Schnecke
- Förderhöhe: 2.000 mm

DynaSand-Filter (laut Hersteller)

- Sechs Filter
- Durchsatz: ca. 404 m³/h bei AFS < 45 mg/l im Zulauf
 - AFS < 5 - 10 mg/l im Ablauf
- Oberflächenbelastung: $v \leq 13,3$ m/h
- Filterbetthöhe: 1,5 m
- Filterhöhe: 5,45 m
- Filterfläche pro Filter: 5 m² → 30 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. 3 - 10 m³/h (0,7 – 2,5 % bei maximalem Durchfluss von 404 m³/h)
- Maximale Spülabwassermenge: 21 - 27 m³/h (5,2 – 6,7 % bei maximalem Durchfluss von 404 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: 200 - 280 m³/h bei AFS < 10 mg/l im Zulauf
 - AFS < 5 - 10 mg/l im Ablauf
- Oberflächenbelastung: 6,6 m/h
- Filterbetthöhe: 2 m
- Filterhöhe: 5,95 m
- Filterfläche pro Filter: 5 m² → 30 m² Gesamtfläche

Es folgt eine Spülwasserannahme:

- Mittlere Spülabwassermenge: ca. 1 - 1,5 m³/h (0,4 – 0,5 % bei maximalem Durchfluss von 280 m³/h)
- Maximale Spülabwassermenge: ca. 6 - 9 m³/h (2,1 – 3,2 % bei maximalem Durchfluss von 280 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 10.500 durchgesetzten Bettvolumina:
 - 55.379 kgGAK/a
- GAK-Menge bei angenommenen 7.000 durchgesetzten Bettvolumina:
 - 83.068 kgGAK/a
- GAK-Menge bei angenommenen 3.500 durchgesetzten Bettvolumina:
 - 166.136 kgGAK/a
- Es folgt die Berechnung der jährlich benötigten Filterbettwechsel bei 7.000 BV:

$$x = \frac{365 \text{ d/a} \cdot 3.556 \text{ m}^3/\text{d}}{7.000 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot 75 \text{ m}^3} = 2,5 \text{ Wechsel/a}$$

Pro Jahr sind also 2,5 Wechsel der granulierten Aktivkohle nötig. Demnach müsste das gesamte Filterbett mit einem Volumen von 75 m³ etwa alle 148 Tage gewechselt werden.

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:

- 5.192 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:

- 19.469 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.

Tabelle 10.7: Investitionskosten Variante 2

Pos.	Kurztext	Gesamtpreis in €
1.	Gesamtsumme Baukosten	535.943 €
2.	Gesamtsumme Maschinenteknik	491.600 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	232.500 €
	Zwischensumme netto	1.260.043 €
	Baunebenkosten 20 %	252.009 €
	Zwischensumme	1.512.051 €
	+ 19 % MwSt.	287.290 €
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 2	1.799.341 €

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.	765.326 €	702.005 €	332.010 €	1.799.341 €
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	39.047 €/a	58.807 €/a	38.922 €/a	136.775 €/a
Betriebskosten				
Komponente	Menge/Anzahl	Einheit	Kosten/Einheit	Gesamtkosten
Schneckenpumpwerk	14.535	kWh/a	0,210 €/kWh	3.052 €/a
Granulierte Aktivkohle	83.068	kgGAK/a	1,50 €/kgGAK	124.602 €/a
Filtration	<i>Voraussichtliche Gesamtkosten</i>			15.132 €/a
Fällmittel	5.192	kgFe/a	0,15 €/kgFe	779 €/a
Schlammkosten	19,47	t/a	17 €/t	336 €/a
Personalkosten	0,3	MA/a	50.000 €/MA	15.000 €/a
Summe Betriebskosten				158.901 €/a
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 2				295.676 €/a

10.5 Gegenüberstellung der Kostenschätzungen

Zur Darstellung der Wirtschaftlichkeit werden nun alle relevanten Kosten der gezeigten Variante miteinander verglichen. Tabelle 10.9 stellt die unterschiedlichen Kostenanteile gegenüber.

Der erste Vergleich bezieht sich auf die spezifischen Investitionskosten. Die Variante 1.3 ist hier die günstigste Variante mit 1.511.258 €. Die teuerste Variante ist die Variante 1.1 mit 2.152.875 €. In diesen Kosten ist ein nötig werdender Grunderwerb nicht berücksichtigt.

Bei den laufenden Kosten ist die Variante 1.2 die günstigste Variante mit 193.126 €/a. Die teuerste Variante ist hingegen die Variante 2. Mit 295.676 €/a liegt diese weit über den laufenden Kosten der zweitteuersten 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 10.9 auf die Energiekosten der unterschiedlichen Verfahren eingegangen. Berechnet wurden diese mit den Kosten von 21,0 Cent/kWh, den die Kläranlage Osterwick im Jahr 2015 gezahlt hat. Der Energiebedarf der Variante 1.1 ist am größten. Mit etwa 59.500 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 bei den laufenden Jahreskosten ergeben. Durch eine Verbesserung der für die Abwasserabgabe relevanten Ablaufwerte können sich die Kosten für die Abwasserabgabe verringern oder fallen ganz weg.

Tabelle 10.9: Kostengegenüberstellung der Varianten 1 bis 2 ohne Berücksichtigung von Fördermitteln und Abwasserabgabereduktionen

Kosten	Variante 1.1	Variante 1.2	Variante 1.3	Variante 2
Investitionskosten	2.152.875 €	1.722.440 €	1.511.258 €	1.799.341 €
Laufende Jahreskosten	222.266 €/a	193.126 €/a	210.751 €/a	295.676 €/a
<i>davon kapitalgebundene Kosten</i>	<i>157.169 €/a</i>	<i>131.064 €/a</i>	<i>118.502 €/a</i>	<i>136.775 €/a</i>
<i>davon Betriebskosten</i>	<i>65.098 €/a</i>	<i>62.062 €/a</i>	<i>92.249 €/a</i>	<i>158.901 €/a</i>
<i>davon Energiekosten</i>	<i>12.477 €/a</i>	<i>9.441 €/a</i>	<i>7.806 €/a</i>	<i>8.144 €/a</i>
Spezifische Kosten *	0,144 €/m ³	0,125 €/m ³	0,136 €/m ³	0,191 €/m ³
Spezifische Kosten **	0,131 €/m ³	0,114 €/m ³	0,124 €/m ³	0,174 €/m ³
* Bezogen auf die Jahresschmutzwassermenge von:				1.546.031 m ³ /a
** Bezogen auf die Jahresabwassermenge von:				1.700.325 m ³ /a

Bei den spezifischen Kosten wurde eine mögliche Reduktion der Abwasserabgabe zunächst nicht berücksichtigt. 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.

Abbildung 10.9 und Abbildung 10.10 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 vierten Reinigungsstufen auf unterschiedlichen Kläranlagen. Andererseits werden kalkulierte Kostenannah-

men 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 10.9 zu sehen, ergeben sich, je nach Wahl der Bezugsgröße, erhebliche Kostenunterschiede. Ein anderer wichtiger Parameter ist die Reduktion der Abwasserabgabegebühren, die sich durch eine vierte Reinigungsstufe ergeben können. Auch diese können letztlich in die spezifischen Kosten mit einberechnet werden. Ebenso sind die Fördergelder zu nennen. Wurden die Investitionskosten für eine vierte 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 vierte Reinigungsstufe im Einzelnen aufgebaut ist.

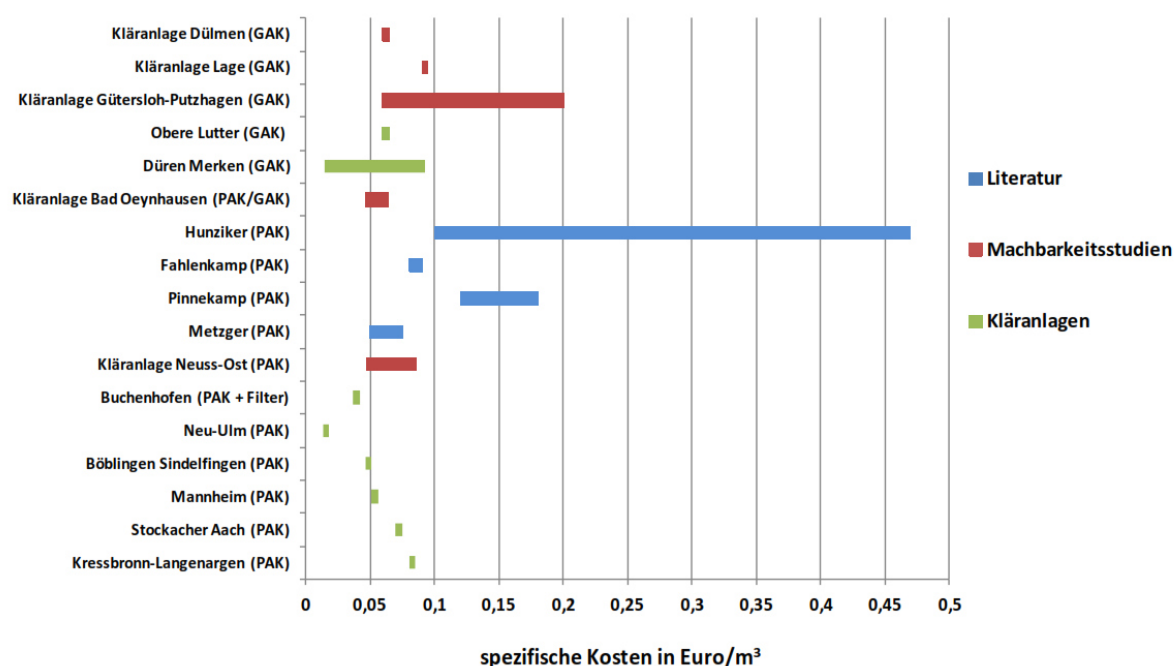


Abbildung 10.9: Vergleich der verschiedenen Kostenangaben aus Literatur und Praxis für Adsorptionsverfahren (Günthert et al., 2013)

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 10.9 zu sehen, liegen die spezifischen Kosten bei 0,013 €/m³ (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 Abwasserab-

gabereduktion und Förderung berücksichtigt, so ergeben sich spezifische Kosten von 0,02 €/m³. Ohne die Ersparnisse durch Abwasserabgabe und Förderung belaufen sich die spezifischen Kosten auf 0,08 €/m³. Ist die Bezugsgröße „Frischwasser“, inklusive der Ersparnisse aus Abwasserabgabereduktion und Förderung, so ergeben sich spezifische Kosten von 0,13 €/m³. Ohne die Ersparnisse aus Abwasserabgabe und Förderung werden 0,19 €/m³ genannt (Stand 06/2012) (Mertsch et al., 2013).

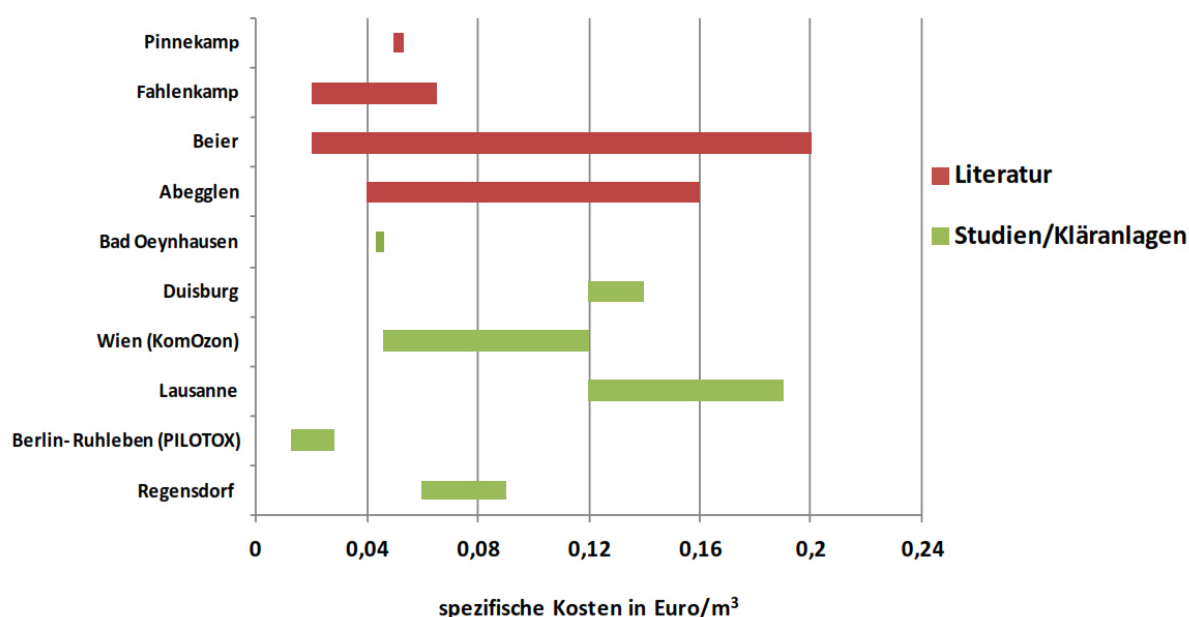


Abbildung 10.10: Kostenangaben für Ozonung (Günthert et al., 2013)

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 Osterwick 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.

Zeilen 1 und 2 spiegeln die Betriebskosten bei minimalen und maximalen PAK- und GAK-Mengenverbrauch wieder. In den Zeilen 3 und 4 werden unterschiedliche Kosten für die Betriebsmittel PAK und GAK 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 1.2 die beste Gesamtbewertung erfährt. Mit 4,6 Punkten liegt die Variante 1.2 knapp vor Variante 1.3, mit 4,5 Punkten. Es folgt die Variante 1.1 mit 3,9 und zuletzt die Variante 2 mit 3,7 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
<i>Durchschnittliche Betriebskosten pro Jahr</i>		65.098 €	62.062 €	92.249 €	158.901 €
Annahme					
1.	c(PAK) = 5mg/l bzw. 10.500 BV	44.330 €	41.295 €	50.715 €	117.367 €
2.	c(PAK) = 20mg/l bzw. 3.500 BV	75.481 €	72.446 €	113.016 €	283.503 €
3.	1,10 €/kgPAK bzw. 1 €/kg	55.363 €	52.328 €	72.780 €	117.367 €
4.	2,10 €/kgPAK bzw. 2 €/kg	74.832 €	71.797 €	111.718 €	200.435 €
5.	18 Cent/kWh	63.315 €	60.713 €	91.134 €	157.738 €
6.	24 Cent/kWh	66.880 €	63.411 €	93.364 €	160.064 €
7.	Minimale Betriebskosten	39.303 €	36.702 €	43.110 €	88.514 €
8.	Maximale Betriebskosten	90.243 €	86.774 €	140.090 €	367.735 €
9.	Minimale Jahreskosten *	196.472 €	167.765 €	161.612 €	225.289 €
10.	Maximale Jahreskosten *	247.411 €	217.838 €	258.592 €	504.510 €
* 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 die allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter

Kriterium	Wichtung	Variante 1.1		Variante 1.2		Variante 1.3		Variante 2	
		PAK + Sedi + Filtration		PAK + Filtration		PAK in BB + Filtration		GAK + Filtration	
		Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet	Punkte	gewichtet
Investitionskosten	15%	3	0,45	4,5	0,675	5	0,75	4	0,6
Kapitalkosten	15%	3	0,45	4,5	0,675	5	0,75	4	0,6
Betriebskosten	20%	4,5	0,9	5	1	3,5	0,7	2,5	0,5
Energiebedarf	15%	4	0,6	4,5	0,675	5	0,75	5	0,75
Sensitivität Betriebskostenschwankungen	10%	5	0,5	5	0,5	3,5	0,35	2	0,2
Betriebs- und Wartungsaufwand	10%	4	0,4	4	0,4	5	0,5	4	0,4
Betriebssicherheit	10%	4	0,4	4	0,4	4	0,4	4	0,4
Flächenbedarf	5%	3,5	0,175	4,5	0,225	5	0,25	4,5	0,225
Summe	100%	31,0	3,9	36,0	4,6	36,0	4,5	30,0	3,7

12 Verfahrensempfehlung

Da bei allen vorgeschlagenen Varianten etwa von einer gleichen Eliminationsrate auf Mikroschadstoffe ausgegangen werden kann, wurden die weiteren monetären und nichtmonetären Kriterien gegenübergestellt (siehe Tabelle 11.2). Aus der Bewertungsmatrix lässt sich ableiten, dass die Varianten der PAK-Adsorption näher betrachtet werden sollten. Die Variante 2 (GAK-Adsorption) wird aufgrund der verhältnismäßig hohen Betriebskosten und den damit verbundenen möglichen Betriebskostenschwankungen (siehe Tabelle 11.1) nicht empfohlen.

Die Variante 1.3 ist bei Betrachtung der Investitionskosten die günstigste Variante der PAK-Adsorptionsstufen, doch fällt beim Vergleich der Betriebskosten auf, dass die Varianten 1.1 und 1.2 deutlich günstiger sind als die restlichen Varianten. Die ausgeprägten möglichen Kostenschwankungen gemäß Tabelle 11.1 lassen den Entschluss zu, dass Variante 1.3 nicht weiter betrachtet wird.

Nun liegen die Investitionskosten der Variante 1.2 etwa 400.000 € unter denen der Variante 1.1. An dieser Stelle wird erneut darauf hingewiesen, dass ein nötiger Grunderwerb für die Umsetzung der Variante 1.1 bislang nicht eingerechnet wurde. Bei den Jahreskosten ergibt sich ein Kostenvorteil der Variante 1.2 gegenüber der Variante 1.1 von etwa 25.000 €/a. Zuletzt schneidet die Variante 1.2 in der Bewertungsmatrix gemäß Tabelle 11.2 deutlich besser ab, als Variante 1.1.

Für die Umsetzung einer vierten Reinigungsstufe wird letztlich 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 ein zusätzliches Sedimentationsbecken zur PAK-Abscheidung verzichtet. Ein solches Sedimentationsbecken sollte 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.

Die Variante 1.2 vereint die meisten positiven Eigenschaften. 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 zu erwarten. 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.

13 Zielsetzung

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

Die Ergebnisse der Machbarkeitsstudie werden den politischen Gremien der Gemeinde 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 Osterwick die Parameter im Gewässer Varlarer Mühlenbach 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, zeigt ein Projekt SchussenAktivplus am Bodensee. Im Rahmen dieses Projektes 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 Wassertemperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt sowie Phosphor-, Nitrat- und Ammonium-Konzentration standen auch die Mikroschadstoffe im Fokus des Forschungsprojektes. Insgesamt wurden im Rahmen von SchussenAktivplus 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 des Forschungsprojektes 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 Vorteilen deuteten sich weitere Vorteile nach dem Kläranlagen-ausbau unterhalb des Kläranlagenablaufs im Gewässer Schussen an, welche im Folgenden kurz dargestellt werden (Theilmann und Triebskorn, 2015):

- Verbesserter Gesundheitszustand frei lebender Fische
- Reduzierte Embryotoxizität
- Reduzierte Genotoxizität
- Gesünderer Zustand der Fischpopulation
- Natürlichere Reproduktion von Bachforellen (alle Altersklassen vertreten)
- Vollständige Elimination der Dioxin-ähnlichen Aktivität im Ablauf der Kläranlage sowie im Oberflächengewässer
- Gesundere Invertebraten-Gemeinschaften

Inwieweit die Untersuchungsergebnisse des SchussenAktiv*plus*-Projektes sich auf das Gewässer Varlarer Mühlenbach übertragen lassen, ist schwer einzuschätzen. Sie lassen lediglich eine Tendenz erahnen, wie weit die Gewässersituation im Varlarer Mühlenbach durch den Ausbau einer PAK-Adsorptionsstufe auf der Kläranlage Osterwick verbessert werden kann.

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 vierten Reinigungsstufe wird immer deutlicher. Die Umsetzung würde der fortschreitenden Akkumulation von Mikroschadstoffen in der aquatischen Umwelt bedeutend entgegenwirken und somit in vielerlei Hinsicht zum Umweltschutz beitragen.

Die örtlichen Umstände und die Erkenntnisse aus dieser Machbarkeitsstudie deuten darauf hin, dass der Ausbau um eine vierte Reinigungsstufe zur Mikroschadstoffelimination für die Kläranlage Osterwick sinnvoll und umsetzbar ist, um den Zustand des Gewässers Varlarer Mühlenbach nachhaltig zu verbessern.

Im Rahmen der Studie wurde zunächst das Projekt kurz beschrieben. Nach der Vorstellung der Kläranlage Osterwick und des Gewässers Varlarer Mühlenbach wurde detailliert auf die Definition der Mikroschadstoffe eingegangen. Es ist deutlich geworden, dass nicht nur die in der EU-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 im Wesentlichen auch aus dem Wasserkreislauf entfernt werden, um den Gewässerzustand zu verbessern.

Anschließend 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 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 aufgezeigt und analysiert.

Bei der PAK-Adsorption erfolgte nach den allgemeinen Erläuterungen zum Verfahren die Darstellung unterschiedlicher Verfahrenskombinationen. Auch auf die Frage, ob Fäll- sowie Flockungshilfsmittel verwendet werden sollten, wurde näher eingegangen. Unterschiedliche Untersuchungsergebnisse deuten darauf hin, dass die zusätzliche Zugabe von Flockungshilfsmitteln bei der PAK-Adsorption keinen großen Nutzen aufweist. Aus diesem Grund spielten die Flockungshilfsmittel für die weitere Bearbeitung der Machbarkeitsstudie keine Rolle mehr. Schließlich wurden die vorgeschlagenen Verfahren zur PAK-Abscheidung auf ihre Eignung überprüft. 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 der D4-Liste verglichen. Anschließend wurde für den Rahmen dieser Machbarkeitsstudie gemäß Liste in der Broschüre zur Umsetzung von Machbarkeitsstudien (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2015b) ein Screening durchgeführt, bei dem an zwei Tagen 24h-Mischproben von 23 Stoffen / Stoffgruppen genommen und analysiert wurden. Die Ergebnisse wurden ebenfalls mit den Konzentrationen der D4-Liste verglichen. Da die aktuelle D4-Liste derzeit lediglich 10 der 23 Stoffe aufführt, konnten die restlichen 13 Stoffe nicht eingehend beurteilt werden. Im Anschluss an das Screening folgte das in der o.g. Broschüre vorgegebene Monitoring, wessen Umfang vorab mit Vertretern der Bezirksregierung abgestimmt wurde. Von den sieben betrachteten Stoffen waren auch hier lediglich vier Stoffe in der D4-Liste aufgeführt.

Die Analyseergebnisse aus allen Messprogrammen deuten darauf hin, 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 EU-Wasserrahmenrichtlinie für Oberflächengewässer in Zukunft einzuhalten. Es liegt nahe, dass einige Kläranlagenbetreiber tätig werden müssen, um ihre Ablaufwerte in naher Zukunft zu verbessern. Eine weitergehende Abwasserreinigung ist mit großer Wahrscheinlichkeit in absehbarer Zeit umzusetzen. Dies könnte mit Hilfe einer vierten Reinigungsstufe verwirklicht werden.

Nach der Vorstellung der derzeitigen Planungs- und Bemessungsgrundlagen einer 4. Reinigungsstufe wurden zwei Alternativen vorgeschlagen, mit denen die zukünftig verschärfte Einleitenvoraussetzungen für die allgemeinen Ablaufparameter möglicherweise eingehalten werden können.

Es folgte die Vorstellung möglicher Reinigungsverfahren zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Osterwick. Im Rahmen der Studie wurden drei Verfahren der PAK-Adsorption und ein Verfahren der GAK-Adsorption 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

Die vorgeschlagenen Varianten wurden anschließend in einer Sensitivitätsanalyse und einer Bewertungsmatrix miteinander verglichen, mit dem Ergebnis, dass die Varianten 1.2 insgesamt die beste Bewertung erfuhr und für die Umsetzung einer vierten Reinigungsstufe auf der Kläranlage Osterwick vorgeschlagen wurde. Auf Basis der Bewertungen wurde empfohlen, bei einer Umsetzung eine PAK-Adsorption mit anschließender Endfiltration in Form der DynaSand-Filtration zu realisieren (Variante 1.2), 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
- 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 (2016) Elektronisches Wasserwirtschaftliches Verbundsystem.
<http://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf#>, besucht im September 2016

EU-Koordinationsbüro des deutschen Naturschutzbündnisses (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

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 POSTOFFFILTERN, 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

Google (2017) <https://www.google.de/maps/place/48720+Rosendahl/@52.0114229,7.1998177,140m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x47b84f307dd0e439:0x54572085c0de0e51!8m2!3d52.0169417!4d7.209786>, besucht am 24. Januar 2017

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

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 am 18. 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 Mirkoschadstoffe.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. 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

Rommel, J. (2016) Arzneimittel und Mikroschadstoffe in Gewässern – Elimination im Spannungsfeld ökologischer Anforderungen und technischer Innovationen. Einladung zur Tagung am 19. und 20. September 2016, Rheinterasse Düsseldorf

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

Thellmann, P., Triebkorn, R. (2015) Weiterführende Abwasserbehandlung und ihr Beitrag zur Verbesserung des Ökosystems: Langzeit- und Kurzzeit-Effekte einer Pulveraktivkohlestufe in abwasserbeeinträchtigten Oberflächengewässern. Symposium Mikroschadstoffe, 11.11.2015 in Düsseldorf

Umweltbundesamt (2017) <http://www.reach-info.de/1h-benzotriazol.htm>, besucht im Februar 2017

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

Zehendner, M. (2014a) Einsatz von Nordic Water Produkten bei der Spurenstoffelimination. Essener Tagung 20.03.2014, Essen

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

Zehender, M. (2015) <mzehendner@nordicwater.com> AW: Infoanfrage zu den Dynasand-Filtern. Nordic Water GmbH. Persönliche E-Mail vom 13.03.2015

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