Stadt Beckum

Abschlussbericht

Möglichkeiten der Elimination anthropogener Mikroschadstoffe in der Kläranlage Beckum

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

Ingenieurbüro Rummler + Hartmann GmbH

Havixbeck, im April 2016

Hohenholter Straße 14a · 48329 Havixbeck · Telefon 02507 / 98755 - 0 · Telefax 02507 / 98755 - 25
E-mail: info@ingenieure-havixbeck.de · Homepage: www.ingenieure-havixbeck.de

Auftraggeber: Städtischer Abwasserbetrieb

Weststraße 46

59269 Beckum

……..
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 Beckum ... 3

4 Beschreibung der Mikroschadstoffproblematik ... 4

5 Betrachtete Verfahren zur Mikroschadstoffelimination ... 9

5.1 Membranverfahren ... 10

5.2 Ozonung ... 10

5.3 Adsorption mittels Aktivkohle ... 18

5.3.1 GAK-Adsorption ... 19

5.3.2 PAK-Adsorption ... 21

5.3.2.1 Verfahrensmöglichkeiten der PAK-Adsorption ... 24

5.3.2.2 Systeme zur PAK-Abscheidung ... 27

5.3.2.2.1 Die DynaSand-Filtration ... 28

5.3.2.2.2 Die Fuzzy-Filtration ... 29

5.3.2.2.3 Die Tuchfiltration ... 31

5.3.2.2.4 Gewähltes Filtrationsverfahren zur PAK-Abscheidung ... 33

5.3.2.3 Fällmittel- und Flockungshilfsmittelzugabe ... 34

5.4 Gegenüberstellung der optionalen Verfahren ... 37

6 Bewertung der Mikroschadstoffanalyse ... 41

7 Bewertung des Gewässerzustandes ... 44

8 Planungs- und Bemessungsgrundlagen ... 45

9 Planungshinweise ... 49

10 Verfahrensmöglichkeiten und Kostenschätzungen ... 51

10.1 Variante 1.1: PAK-Adsorption nach dem AFSF-Verfahren ... 52

10.2 Variante 1.2: PAK-Adsorption im AFF-Verfahren 57
10.3 Variante 1.3: PAK-Adsorption im Belebungsbecken..... 62
10.4 Variante 2: GAK-Adsorption..... 67
10.5 Gegenüberstellung der Kostenschätzungen..... 73
10.6 Sensitivitätsanalyse..... 76
11 Verfahrensempfehlung..... 79
12 Zielsetzung 80
13 Zusammenfassung..... 80
14 Literaturverzeichnis..... 83

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1: Luftbild der Kläranlage (verändert und ergänzt nach ELWAS-WEB, 2015) 3
Abbildung 4.1: Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in der aquatischen Welt (Beier, 2010) 7
Abbildung 4.2: Fluoreszensmikroskopisches Bild eines Wasserflohs (links) und von Würmern (rechts) mit rot markierten unverdaulichen Plastikpartikeln (Hagspiel, 2014) 8
Abbildung 5.1: Ozonreaktion in einer wässrigen Lösung (verändert und ergänzt nach Fahlenkamp et al., 2006) 11
Abbildung 5.2: Elimination bei verschiedener Ozonkonzentration KA Duisburg – Vierlingen (Herbst, 2013) 12
Abbildung 5.3: Innenleben eines Ozonreaktors mit Diffusoren und Trennwänden (Rongen, 2013) 13
Abbildung 5.4: CSB- und DOC-Konzentrationen nach unterschiedlichen Verfahrensstufen bei verschiedenen Dosiermengen des Ozons (Grünebaum, 2013) 14
Abbildung 5.5: Ozonung mit nachgeschalteter PAK-Adsorption (Mertsch et al., 2013) 15
Abbildung 5.6: Ozonung mit nachgeschalteter Sandfiltration (verändert und ergänzt nach Abegglen et al., 2009) 15
Abbildung 5.7: Ozonung mit nachgeschaltetem Schönungsteich (Grünebaum, 2011) 16
Abbildung 5.8: Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett (unteres Schema) (Grünebaum, 2011) 17
Abbildung 5.9: Typischer Aufbau von Aktivkohle (Fa. Jacobi und Nahrstedt, 2013) 18
Abbildung 5.10: Adsorption von Mikroschadstoffen an Aktivkohle 18
Abbildung 5.11: Vereinfachte Darstellung einer GAK-Filtration nach der Belebung (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010) 21
Abbildung 5.12: Vereinfachte Darstellung der Direktdosierung von PAK in die Belebung (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010) 24
Abbildung 5.13: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Sedimentation und Filtration (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010) 25
Abbildung 5.14: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Filtration (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010) 26
Abbildung 5.15: Vereinfachte Darstellung der Dosierung der PAK in einem Kontaktbecken mit nachgeschalteter Flockungsfiltration (verändert nach Zwickenpflug et al., 2010) 26
Abbildung 5.16: AFSF-Verfahrensschema (Pinnekamp, 2012) 27
Abbildung 5.17: DynaSand-Filter (links) mit Schema zum Sandreinigungsprozess (rechts) (Fa. Nordic Water, 2014; Zehendner, 2014a) 29
Abbildung 5.18: Fuzzy-Filter (links) und Fuzzy-Filter-Ball (rechts) (verändert und ergänzt nach Gantner, 2015) 30

Abbildung 5.19: Filtrationsverfahren mit gespültem Filtermaterial (links) und Filterspülungsschema mit verschmutztem Filtermateriel (rechts) (Gantner, 2015) 31
Abbildung 5.20: Aufbau und Struktur der Tuchfilteroberfläche (Grabbe, 2013) 32
Abbildung 5.21: Aufbau (oben und links unten) und Absaugprozess (rechts unten) des Tuchfilters (Fa. Mecana, 2014a) 33
Abbildung 5.22: AFS-Konzentration im Überstau nach dem Absetzender 20 mg/l PAK- (links) und 60 mg/l PAK-Suspension (rechts) bei unterschiedlichen Fällmittelzugaben (Pinnekamp, 2012) 35
Abbildung 5.23: Bandbreite der spezifischen Kosten (€/m³) der einzelnen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination. Teilweise handelt es sich um Betriebskosten, teilweise um Jahreskosten (Bolle, 2011) 41
Abbildung 6.1: Konzentrationen von Bromid und Bromat entlang des Ozonungsreaktors und der Sandfiltration bei verschiedenen Ozondosen in der Ozonungsstufe der Kläranlage Regensdorf (Abegglen et al., 2009) 44
Abbildung 7.1: Chemischer Zustand der Werse (ELWAS-WEB, 2016) 45
Abbildung 7.2: Ökologischer Zustand der Werse (ELWAS-WEB, 2016) 45
Abbildung 8.1: Ausgewählte Fläche für die vierte Reinigungsstufe auf der Kläranlage (verändert und ergänzt nach TIM-ONLINE, 2015) 46
Abbildung 8.2: Ablaufmengen der Kläranlage im Zeitraum vom 01.01.2013 bis 31.12.2014 48
Abbildung 10.1: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.1 53
Abbildung 10.2: Fließschema zur Variante 1.1 54
Abbildung 10.3: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.2 59
Abbildung 10.4: Fließschema der Variante 1.2 59
Abbildung 10.5: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.3 63
Abbildung 10.6: Fließschema der Variante 1.3 64
Abbildung 10.7: Mögliche Ausführungsform der Variante 2 69
Abbildung 10.8: Fließschema der Variante 2 69
Abbildung 10.9: Vergleich der verschiedenen Kostenangaben aus Literatur und Praxis für Adsorptionsverfahren (Günthert et al., 2013) 75
Abbildung 10.10: Kostenangaben für Ozonung (Günthert et al., 2013) 76

Tabellenverzeichnis

Tabelle 4.1: Effekte von Arzneimittelwirkstoffen auf Organismen - Beispiele aus Labor- und Freilandstudien sowie der realen Umwelt (verändert nach Ebert et al., 2014) 5
Tabelle 5.1: Vorstellung unterschiedlicher Membranverfahren (Fahlenkamp et al., 2006) ... 10
Tabelle 5.2: Vorteile der Ozonung, der GAK- und PAK-Adsorption 37
Tabelle 5.3: Nachteile der Ozonung, der GAK- und PAK-Adsorption 38
Tabelle 5.4: Wirksamkeit verschiedener Verfahren bezüglich der Elimination ausgewählter Mikroschadstoffe (verändert nach Günthert et al., 2013) 40
Tabelle 6.1: Befund der Mikroschadstoffanalyse des Kläranlagenablaufes 42
Tabelle 8.1: Spezifische Daten zur Kläranlage 47
Tabelle 8.2: Gewählte Durchflussmengen 48
Tabelle 8.3: Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage 49
Tabelle 10.1: Investitionskosten Variante 1.1 56
Tabelle 10.2: Laufende Kosten der Variante 1.1 57
Tabelle 10.3: Investitionskosten Variante 1.2 61
Tabelle 10.4: Betriebskosten Variante 1.2 62
Tabelle 10.5: Investitionskosten Variante 1.3 66
Tabelle 10.6: Betriebskosten Variante 1.3 67
Tabelle 10.7: Investitionskosten Variante 2 72
Tabelle 10.8: Betriebskosten Variante 2 73
Tabelle 10.9: Kostengegenüberstellung der Varianten 1 bis 2 ohne Berücksichtigung von Fördermittel und Abwasserabgabereduktionen 74
Tabelle 10.10: Betriebskostenannahme bei unterschiedlichen Betriebsmittelkosten 78

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Definition
AFF	Adsorption-Flockung-Filtration
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AFSF	Adsorption-Flockung-Sedimentation-Filtration
AOC	Assimilable organic carbon (assimilierbarer organischer Kohlenstoff)
AOP	Advanced Oxidation Process
BET-Methode	Brunauer-Emmett-Teller-Methode
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
ISV	Schlammvolumenindex
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
JAM	Jahresabwassermenge
JSM	Jahresschmutzwassermenge
LFKW	Lehr- und Forschungsklärwerk
MQ	Mittlerer Abfluss
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss
N_{Ges}	Gesamtstickstoff

Abkürzung	Definition
NF	Nanofiltration
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
UQN	Umweltqualitätsnorm
ÜSS	Überschussschlamm
UV	Ultraviolett
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 4.1). Ein großer Teil dieser Mikroverunreinigungen ist durch die biologische Behandlungsstufe auf den bestehenden Kläranlagen nicht abbaubar.

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 eine Vielzahl der bisher bekannten Stoffe gibt es derzeit keine gesetzlich geregelten Grenzwerte. 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 mehr die Frage nach einer weitergehenden Abwasserreinigung in Form einer „vierten Reinigungsstufe“.

„Mit Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) fiel der Startschuss für eine grenzüberschreitende Gewässerreinhaltungspolitik in Europa. Ein wesentliches Ziel der Richtlinie ist es, eine ökologisch-nachhaltige Wasserwirtschaft auf hohem Standard zu etablieren. Für Oberflächengewässer bedeutet dieses, einen „guten chemischen Zustand“ und einen „guten ökologischen Zustand“ zu erreichen“ (Fahlenkamp et al., 2008). Je mehr die Oberflächengewässer durch den Frachteintrag aus Kläranlagenabläufen negativ beeinträchtigt werden, desto sinnvoller wird es, Maßnahmen für eine weitergehende Abwasserreinigung zum Erreichen des „guten“ Zustandes umzusetzen.

Herkömmliche Kläranlagen sind nicht ausreichend dazu in der Lage 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 also nicht 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 Beckum 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 (Zwickenpflug et al., 2010; Grünebaum, 2013). 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 analysiert.

Ziel dieser Studie ist es, herauszufinden, mit welchen Mikroschadstoffen die Kläranlage Beckum beaufschlagt wird. Des Weiteren ist zu untersuchen, wie die Stoffe am effektivsten eliminiert und reduziert werden können. Hierfür wird anhand der Abwasserproben ein Screening durchgeführt und auf Grundlage diverser Studien zum Thema „Mikroschadstoffelimination“ ein für die Kläranlage Beckum maßgeschneidertes Konzept zur Behandlung der Mikroschadstoffe ausgearbeitet.

3 Vorstellung der Kläranlage Beckum

Die Kläranlage Beckum ist eine kommunale, einstufig betriebene, Abwasserreinigungsanlage. In Bezug auf das Jahr 2014 sind derzeit 43.445 Einwohnerwerte an die Kläranlage angeschlossen, wovon 20.321 gewerblichen Ursprungs sind.

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

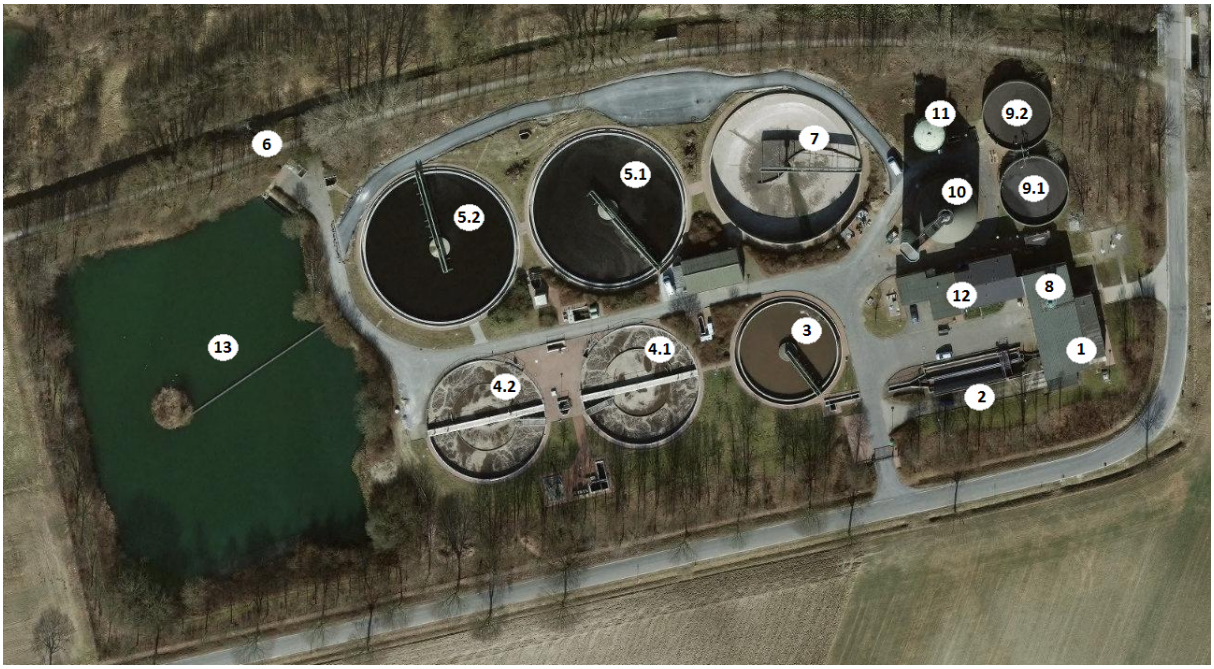


Abbildung 3.1: Luftbild der Kläranlage (verändert und ergänzt nach ELWAS-WEB, 2015)

1. Zulauf im Rechengebäude
2. Sand- und Fettfang
3. Vorklärbecken
4. Belebungsbecken
5. Nachklärbecken
6. Ablauf Kläranlage
7. Regenüberlaufbecken
8. Maschinelle Schlammeindickung
9. Schlammsilos
10. Faulturm
11. Gasbehälter
12. Betriebsgebäude
13. Alter Schönungsteich

Der Zulauf der Kläranlage führt in das Rechengebäude mit nachgeschaltetem Sand- und Fettfang. In diesen zwei ersten Behandlungsstufen findet die maschinelle Reinigung statt. Nach der maschinellen Reinigung wird das Abwasser in das Belebungsbecken geleitet, womit die

biologische Abwasserreinigung beginnt. Diesen sind die beiden Nachklärbecken nachgeschaltet, mit denen die biologische Abwasserreinigung abgeschlossen ist. Der Ablauf der Nachklärbecken ist gleichzeitig der Ablauf der aktuellen Abwasserreinigungsstufen der Kläranlage Beckum.

Kommt es auf der Kläranlage zu hydraulischen Spitzenbelastungen, die über dem zweifachen Trockenwetterzufluss liegen, so wird der überschüssige Anteil des Zulaufs in das Regenüberlaufbecken abgeschlagen. Ist das Regenüberlaufbecken in Folge einer hydraulischen Spitzenbelastung voll gefüllt, wird das Wasser direkt in die Werse abgeschlagen, womit die Regenwasserbehandlung der Kläranlage abgeschlossen ist.

4 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 108.000.000 registrierte chemische Substanzen. Wie viele dieser Substanzen eine mögliche Umweltrelevanz aufzeigen ist schwer zu sagen, 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 Naturschutzrings, 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 Bodenproben nachgewiesen. Hierbei sagt die genaue Konzentration teilweise nichts über die Bedeutsamkeit in der Umwelt aus. So machten beispielweise endokrine Stoffe (Hormone) in den letzten Jahren durch unerwünschte Wirkung auf Wirbellose und Fische auf sich aufmerksam (n-tv, 2009; Podjavorsek, 2013). Tabelle 4.1 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 PFTs 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 die Schadstoffe auch für den Menschen ein gesundheitliches Risiko dar.

Tabelle 4.1: 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	Zebrabärbling	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 Endziel der WRRL ist die sofortige oder schrittweise Eliminierung 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 Umweltqualitätsnormen (UQN) für eine Vielzahl von Stoffen und Stoffgruppen benannt. Eine Umweltqualitätsnorm 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).

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 chemischen Zustandes der Gewässer beitragen.

In Abbildung 4.1 sind beispielhaft Konzentrationen ausgewählter Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in der aquatischen Welt aufgeführt. Die vier aufgezeigten Stoffe geben Grund zur Annahme, dass wesentlich mehr 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). Es handelt sich hierbei um kleinste feste Kunststoffteilchen, welche beispielweise in Kosmetik- und Pflegeprodukten wie Zahncremes, Duschpeelings und Kontaktlinsenreinigern enthalten sind. Ebenso bedeutende Emittenten von Mikroplastik sind Textilien, 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).

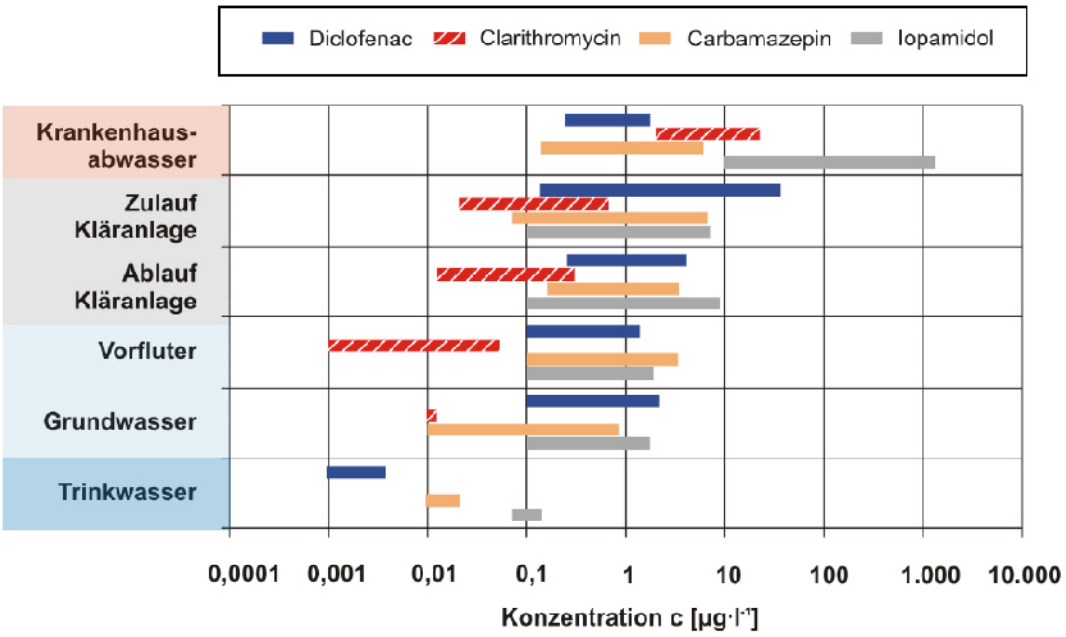
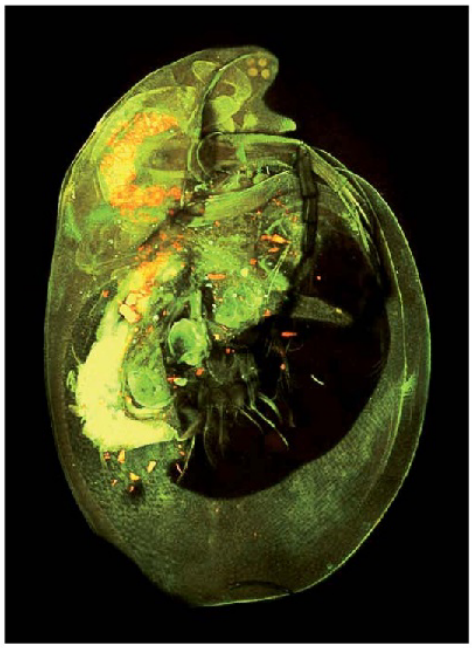


Abbildung 4.1: Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in der aquatischen Welt (Beier, 2010)

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

Mikrokunststoffe sind in ihrer chemischen Zusammensetzung meist sehr rein und toxisch unbedenklich. Ein Problem des Mikrokunststoffes 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 4.2. 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.



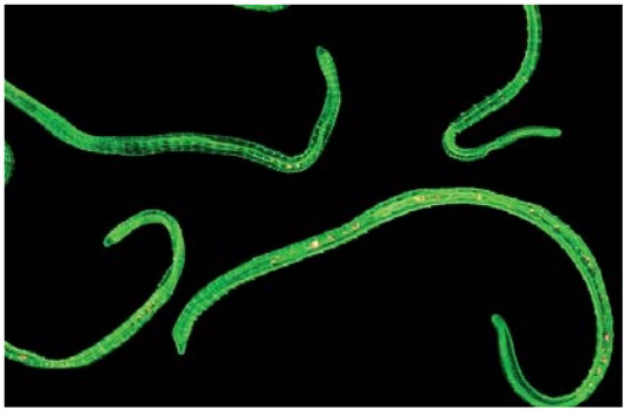


Abbildung 4.2: Fluoreszensmikroskopisches Bild eines Wasserflohs (links) und von Würmern (rechts) mit rot markierten unverdaulichen Plastikpartikeln (Hagspiel, 2014)

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 vor allem 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. In der Vergangenheit hat sich mehrfach gezeigt, dass ein Inhaltsstoff aufgrund seiner zu spät erkannten Risiken als bedenklich oder gefährlich eingestuft wurde. Bestätigt wird dies durch die stetige Erweiterung der Liste der in der WRRL identifizierten prioritären Stoffe. Bei Einigen der derzeit erlaubten Stoffe wird vermutet, dass sie aufgrund ihrer geringen Konzentrationen eher chronische Langzeitwirkungen als akute Auswirkungen auf Organismen und Ökosysteme haben. Es ist also sinnvoll eine Akkumulation jeglicher Art nicht natürlicher Mikroverunreinigungen in der Umwelt zu vermeiden.

5 Betrachtete Verfahren zur Mikroschadstoffelimination

Für die weitergehende Abwasserreinigung wurden in der Vergangenheit mehrere Verfahren teilweise mehr, teilweise weniger intensiv 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 der 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 m^2/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 Polarisation 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**, hier die Oxidation mittels Ozon. Bei der Oxidation wird mithilfe eines Oxidationsmittels eine chemische Reaktion ausgelöst, wodurch Stoffverbindungen aufgebrochen und verändert werden können. Zu einem kleinen Anteil können die Stoffverbindungen auch in elementare Verbindungen aufgespalten werden. Das Problem bei der Oxidation ist jedoch, dass die veränderten Stoffe, die sogenannten Metaboliten, ebenso eine negative Wirkung auf die Umwelt haben können. Eine eingehende Beurteilung in Bezug auf deren Verhalten in der Umwelt wurde bisher lediglich für einen Teil der bekannten Metaboliten präsentiert (Schmidt, 2011).

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 unbekannten 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.

5.1 Membranverfahren

Eine Variante der Adsorption sind die Membranverfahren. Unterteilt werden diese in vier Gruppen. Die Tabelle 5.1 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 5.1: 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	Löslickeit / Diffusion / Ladung (Ionenselektivität)
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 5.23. Aus den vorangegangenen Gründen werden diese Verfahren im Rahmen der Studie nicht weiter berücksichtigt.

5.2 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 5.1):

- **Direkte Oxidation:** Direkte Reaktion des Ozons mit den anorganischen und organischen Substanzen (+M) 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.

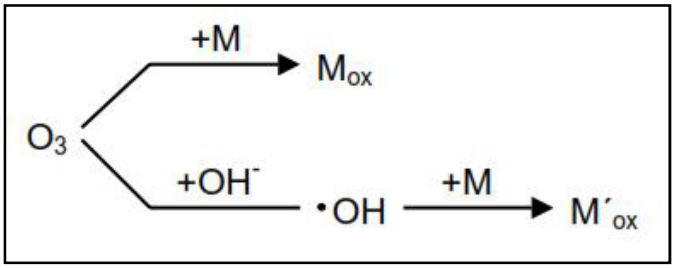


Abbildung 5.1: Ozonreaktion in einer wässrigen Lösung (verändert und ergänzt nach Fahlenkamp et al., 2006)

- **Indirekte Oxidation:** Beschreibt den Zerfall des Ozons bei Kontakt mit Wasser zu Hydroxylradikalen (OH). Diese reagieren sehr schnell und unspezifisch mit verschiedenen Stoffen (+M), 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 5.23 aufgeführten spezifischen Betriebskosten von < 0,05 bis 0,46 €/m³ und der unzureichenden großtechnischen Erfahrungswerte werden die AOP-Verfahren für den Rahmen der Machbarkeitsstudie nicht weiter betrachtet.

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

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

- **Injektion:** Das Ozon wird direkt in den Zulaufstrom mittels Injektorpumpe injiziert. Aus diesem Grund muss nicht über weitere Vermischungsbemühungen nachgedacht werden.

Anhand der Untersuchungsergebnisse der Kläranlage Duisburg-Vierlinden kann abgeleitet werden, dass die Injektion eine höhere Eliminationsrate aufweist als die Diffusion (Abbildung 5.2). Außerdem zeigten die im Rahmen der Bauphase unternommenen Simulationen durch die Grontmij GmbH und Simulationen zur Kinetik der Stoffe für Carbamazepin und Metropolol 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 5.2 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 $gO_3/gDOC$ (Günthert et al., 2013). Die Reaktionszeiten bei der Ozonung liegen zwischen 15 und 30 Minuten.

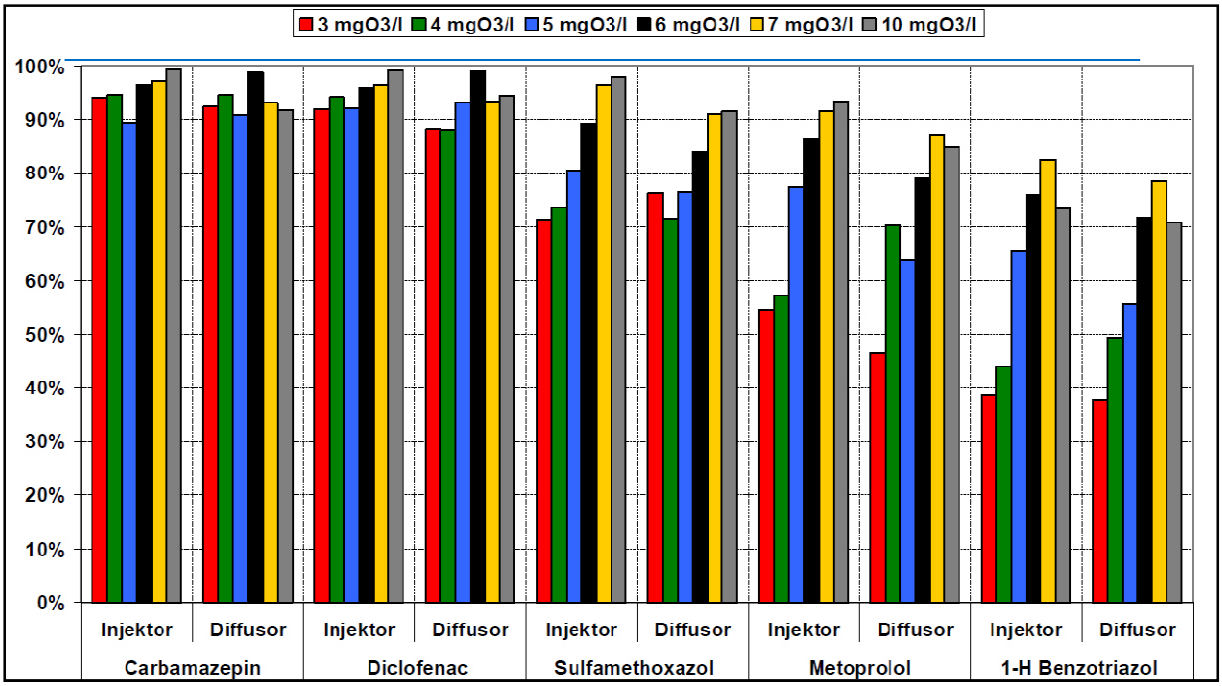


Abbildung 5.2: Elimination bei verschiedener Ozonkonzentration KA Duisburg – Vierlingen (Herbst, 2013)

Um das Innenleben eines Ozonreaktors zu veranschaulichen, folgt nun die Abbildung 5.3 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.

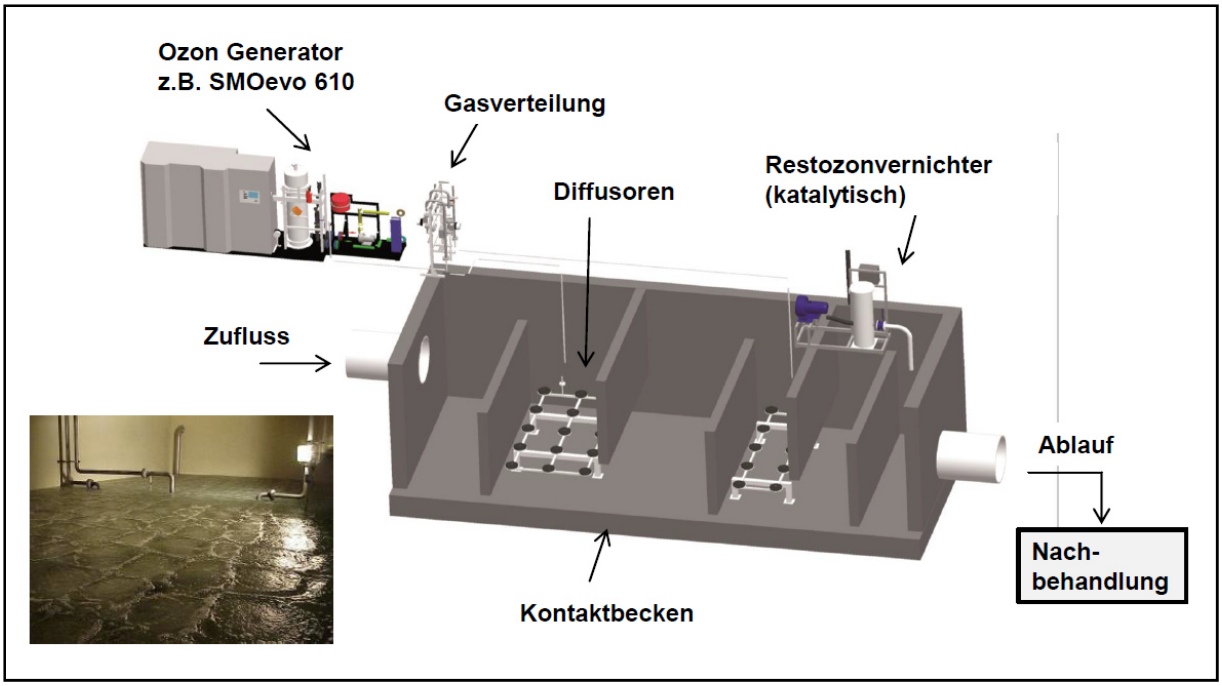


Abbildung 5.3: Innenleben eines Ozonreaktors mit Diffusoren und Trennwänden (Rongen, 2013)

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

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

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

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

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

Zuletzt ist festzuhalten, dass bei der Ozonung der CSB, sowie der DOC, lediglich in einem sehr geringen Maß verringert wird. Dies ist darin begründet, dass nur ein Teil der Inhaltsstoffe mineralisiert wird (Grünebaum, 2013). Belegt wird dies durch Versuche auf der Kläranlage Bad Sassendorf mit drei unterschiedlichen Dosiermengen des Ozons (Abbildung 5.4). Hierbei wurde der CSB und DOC vor der Ozonstufe, nach der Ozonstufe und im Ablauf des dort befindenden Schönungsteichs miteinander verglichen.

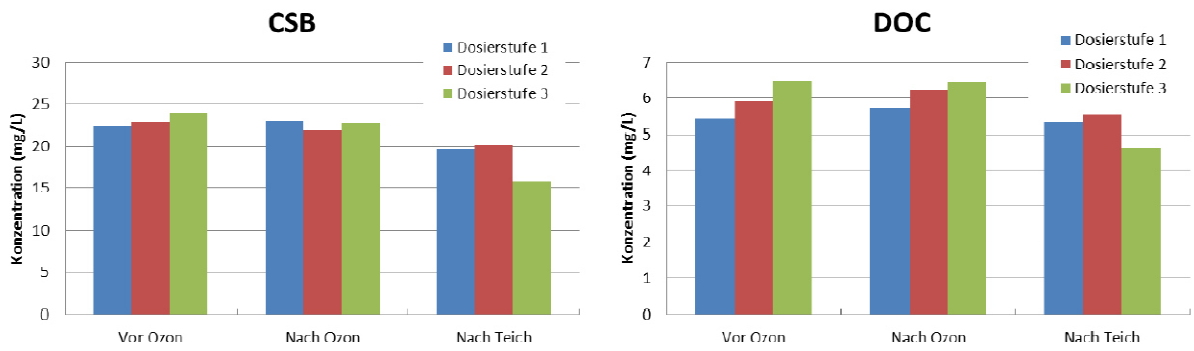


Abbildung 5.4: CSB- und DOC-Konzentrationen nach unterschiedlichen Verfahrensstufen bei verschiedenen Dosiermengen des Ozons (Grünebaum, 2013)

Bei der Ozonierung gibt es einige denkbare Verfahrensmöglichkeiten. Neben der Auswahl der Eintragsmöglichkeiten des Ozons kann 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

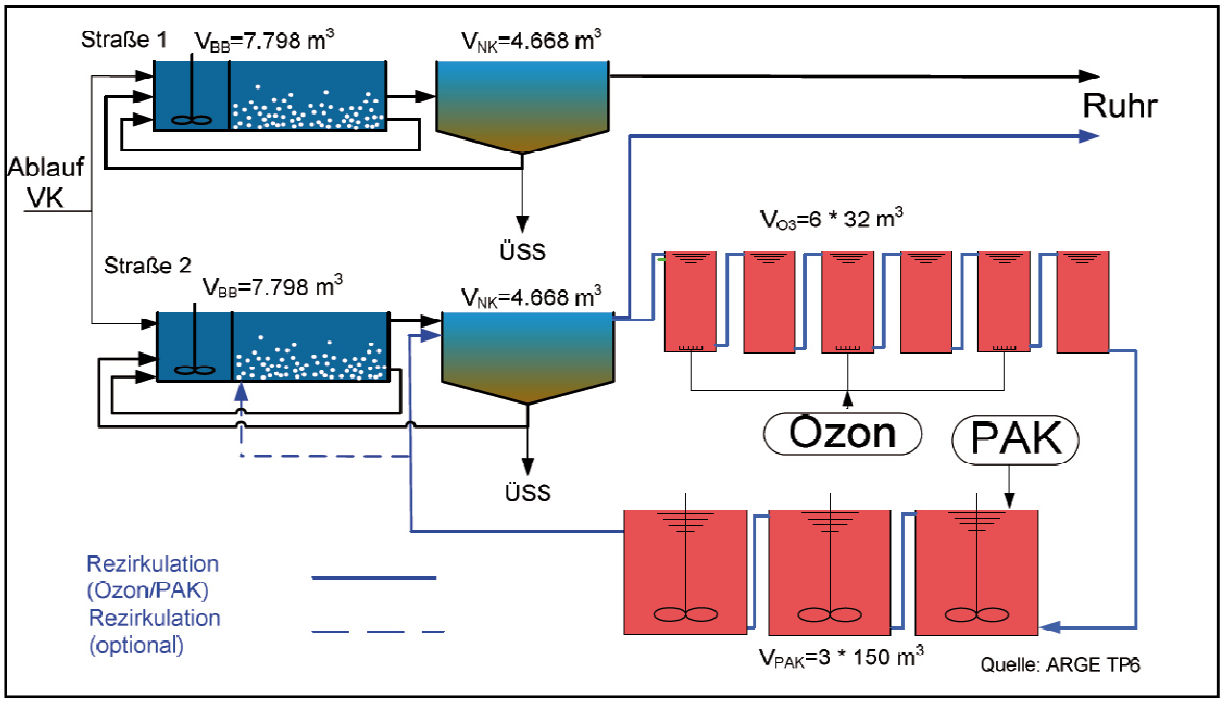


Abbildung 5.5: Ozonung mit nachgeschalteter PAK-Adsorption (Mertsch et al., 2013)

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

- Ozonung mit nachgeschalteter Sandfiltration

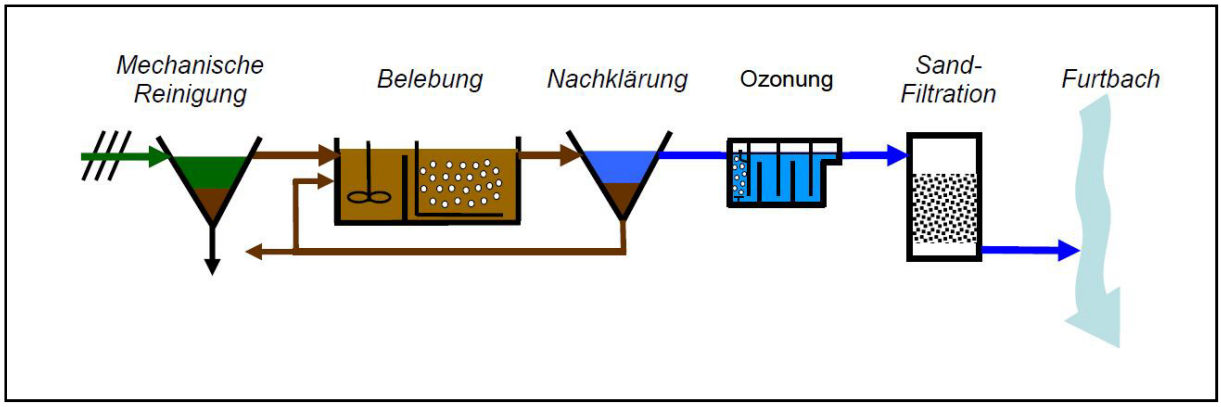


Abbildung 5.6: Ozonung mit nachgeschalteter Sandfiltration (verändert und ergänzt nach Abegglen et al., 2009)

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 BSB_5-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 5.6. 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

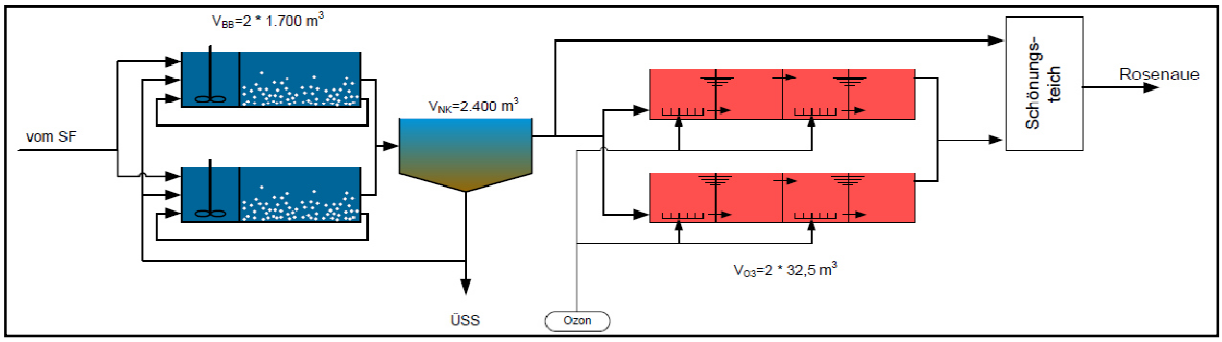


Abbildung 5.7: Ozonung mit nachgeschaltetem Schönungsteich (Grünebaum, 2011)

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 5.4). Ein negativer Aspekt ist, dass eine Gefahr der Remobilisierung der im Sediment befindenden Stoffe besteht.

- Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett

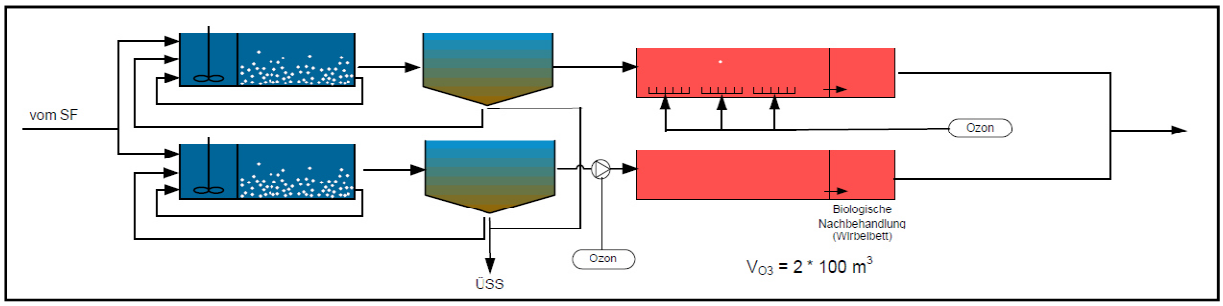


Abbildung 5.8: Ozonung mit nachgeschaltetem Wirbelbett (unteres Schema) (Grünebaum, 2011)

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 m²/m³ bei einer Dichte von 1 kg/m³ 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 5.5) 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 mgO_3/gTS als unbedenklich anzusehen ist. Diese würden bei einem üblichen TS-Gehalt der Belebung von 3 – 5 gTS/l eine Ozonkonzentration von 9 – 15 mgO_3/l ergeben. Da zur Ozonung eine Ozon-Konzentration von 5 – 10 mg/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.

5.3 Adsorption mittels Aktivkohle

Es gibt zwei Arten von Aktivkohle: Die granulierte Aktivkohle (GAK) und die pulverisierte Aktivkohle (PAK). Das Ausgangsmaterial von Aktivkohlen, die zum Einsatz in der Abwasserreinigung benutzt werden, bestehen hauptsächlich aus behandelten Kohlen, Hölzern und Kokosnussschalen. Die beiden Aktivkohlen unterscheiden sich im Wesentlichen in ihrer Herstellung, ihrer Porengröße, der Korngröße, sowie in ihren Anwendungsmöglichkeiten. Abbildung 5.9 zeigt den typischen Aufbau von Aktivkohle.

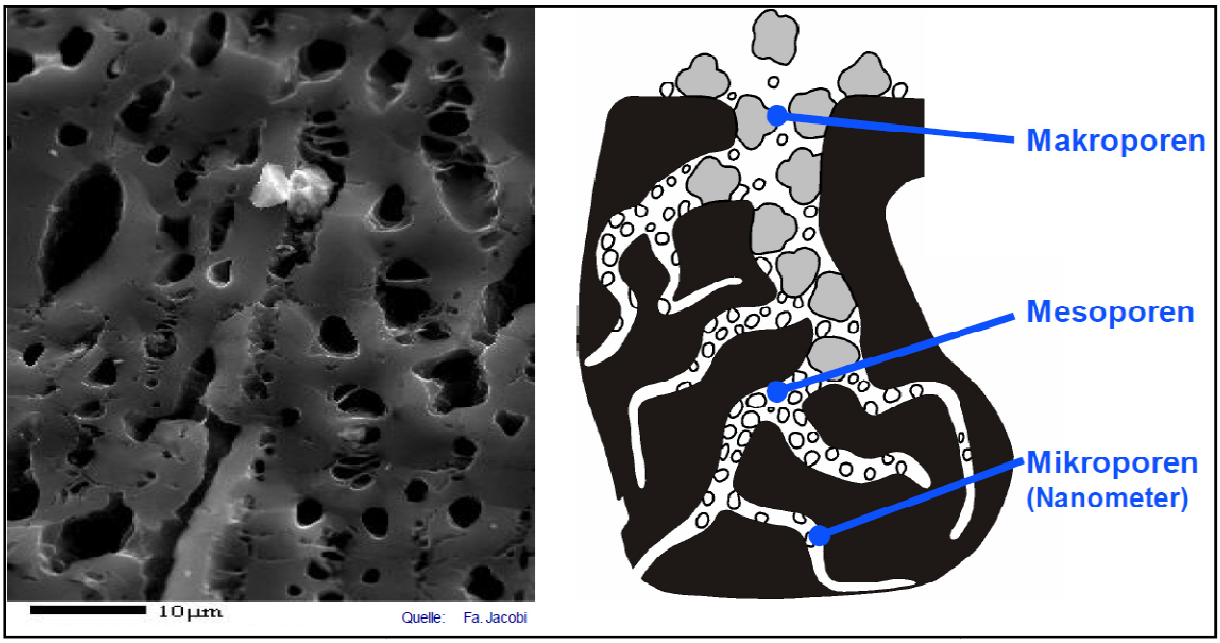


Abbildung 5.9: Typischer Aufbau von Aktivkohle (Fa. Jacobi und Nahrstedt, 2013)

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. In der Regel ist für den Einsatz von Aktivkohle im Abwasserbereich die Anwendung von PAK gegenüber der GAK vorzuziehen. Die aufgeführten Vor- und Nachteile der Tabelle 5.2 und Tabelle 5.3 bestätigen dies.

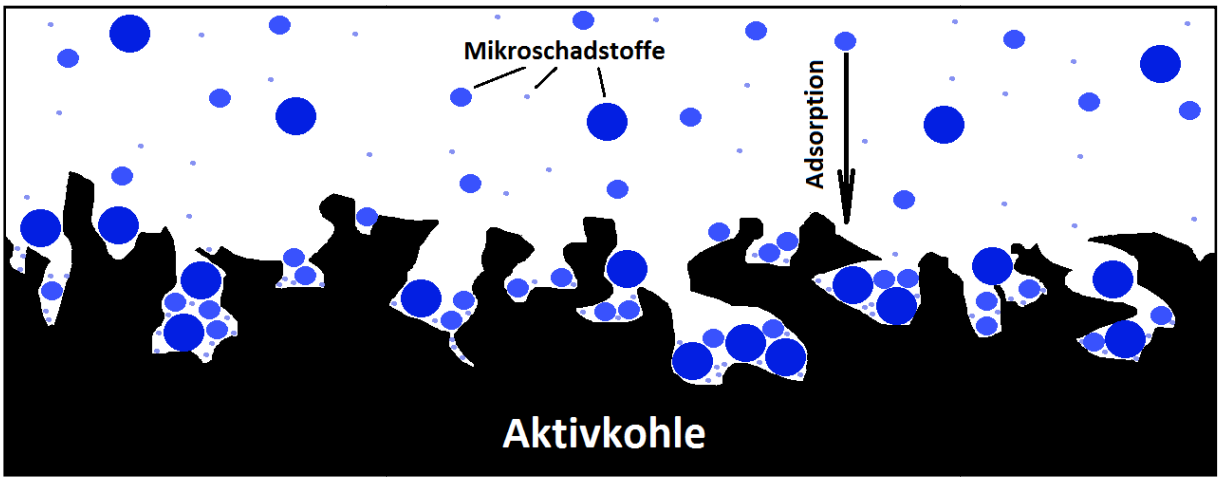


Abbildung 5.10: Adsorption von Mikroschadstoffen an Aktivkohle

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 5.10.

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.

5.3.1 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 m^3_{Wasser}/m^3_{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 Beckum verfügt zwar nicht über eine Sandfiltration. Trotzdem wird im Rahmen der Machbarkeitsstudie eine solche Filtrationsstufe 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.

Im Rahmen der MIKROFlock-Studie der Arge „Forschung Spurenstoffe NRW“ wurde anhand von zehn Mikroschadstoffen die Eliminationsraten der GAK-Adsorption bewertet. „Nach 4.600 BV Betriebszeit (entspricht etwa zwei Monaten) konnten Eliminationsraten für die untersuchten Spurenstoffe zwischen 31 % und 82 % gemessen werden. Nach 32.000 BV ergaben sich Eliminationsraten zwischen 0 % und 21 %“ (Pinnekamp, 2012).

Untersuchungsergebnisse der Eawag auf der Kläranlage Neugut haben gezeigt, dass die Eliminationsrate für eine Vielzahl von Mikroschadstoffen ab 4.000 BV bei ≤ 60 % liegt, wobei einige Stoffe wesentlich länger bzw. kürzer adsorbiert werden (Böhler et al., 2013).

Versuche durch Grontmij für die Kläranlage Neuss-Ost zeigen für den in die Beobachtungsliste der WRRL aufgenommenen Mikroschadstoff Diclofenac, dass nach max. 3.000 BV die Eliminationsrate von 80 % nicht mehr eingehalten werden kann (Herbst et al., 2013).

Die Eliminationsraten der chemischen Parameter CSB und P spielen für die Auslegung einer GAK-Adsorption keine Rolle. Im direkten Vergleich mit einer herkömmlichen Sandfiltration wurde auf der Kläranlage Düren-Merken Phosphor nicht weitergehend eliminiert. Eine zusätzliche Zugabe von Fällmitteln sollte zur weiteren P-Elimination beitragen. Der CSB wurde in der GAK-Filterzelle zunächst sehr gut zurückgehalten. Jedoch sank die Elimination innerhalb von 1.000 BV von 70 auf 10 % (Pinnekamp, 2012).

Im Rahmen der Machbarkeitsstudie werden nun zu weiteren Berechnungen 4.000 BV für die GAK-Adsorption angesetzt. Für die Kosten der GAK werden 1,50 €/kg gewählt. 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 m³/d*

BV *gewählte Bettvolumina in m³/m³*

V_F *Volumen der Filterfüllung in m³*

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 5.11 zeigt ein vereinfachtes Fließschema einer möglichen GAK-Adsorptionsstufe.

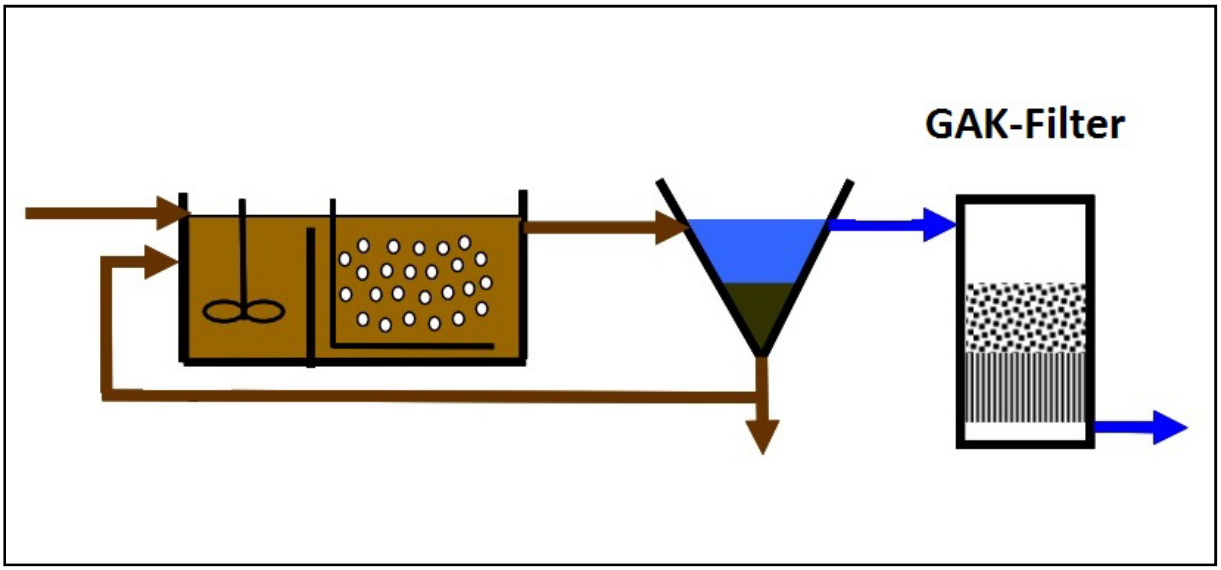


Abbildung 5.11: Vereinfachte Darstellung einer GAK-Filtration nach der Belebung (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)

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 Beckum vorgesehen.

5.3.2 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 Jodatom 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 m^2/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 Porösität 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 1,70 €/kgPAK.

Positiv ist die PAK-Adsorption insofern hervorzuheben, als dass diese neben der Metabolitenvermeidung ebenfalls eine zusätzliche Reinigungswirkung hinsichtlich des CSB, des AFS und des Gesamtphosphors aufweist (Pinnekamp, 2012). Des Weiteren wurde nachgewiesen, dass die Pulveraktivkohle die Schlammeigenschaften verbessert. Untersuchungen der Eawag zeigen, dass der Schlammvolumenindex bei steigender PAK-Zugabe deutlich verringert 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 Klärschlammentsorgung 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 bestände 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.

5.3.2.1 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 (Abschnitt 5.3.2.2) nachgedacht werden. Auch sollte über die Zugabe und den Ort der Zugabe von Fällmitteln und Flockungshilfsmittel nachgedacht werden, um eine optimale Abscheidung der Aktivkohle zu gewährleisten. Welche Möglichkeiten umgesetzt werden können, wird in diesem Kapitel kurz vorgestellt:

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

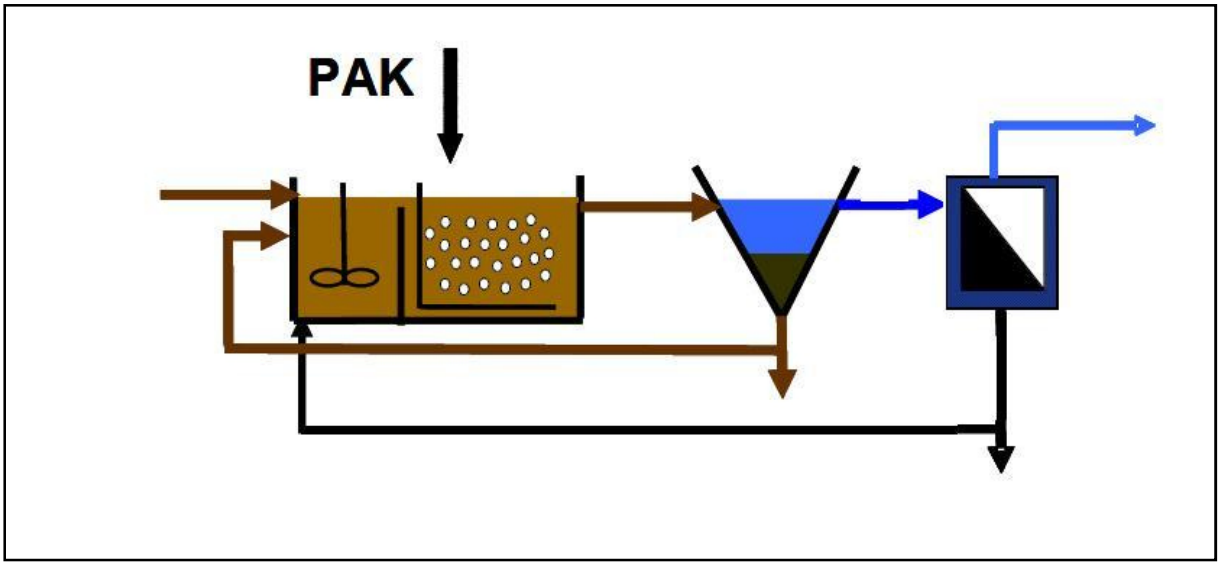


Abbildung 5.12: Vereinfachte Darstellung der Direktdosierung von PAK in die Belebung (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)

Eine Variante ist die Zugabe direkt in die meist einstufige betriebene biologische Stufe (Abbildung 5.12). 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

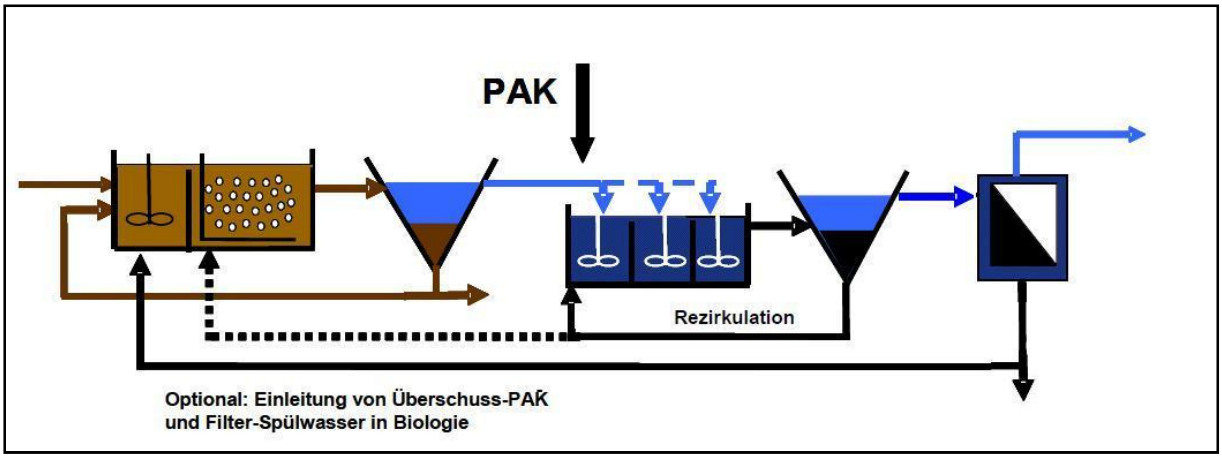


Abbildung 5.13: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Sedimentation und Filtration (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)

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 5.13), auch AFSF-Verfahren (Adsorption-Flockung-Sedimentation-Filtration) genannt. Auf mögliche Abscheidungsverfahren für die PAK wird in Kapitel 5.3.2.2 eingegangen.

Die erste herkömmliche kommunale Kläranlage mit PAK-Adsorptionsstufe nach dem AFSF-Verfahren wurde 1990 auf der Kläranlage Albstadt-Eblingen 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

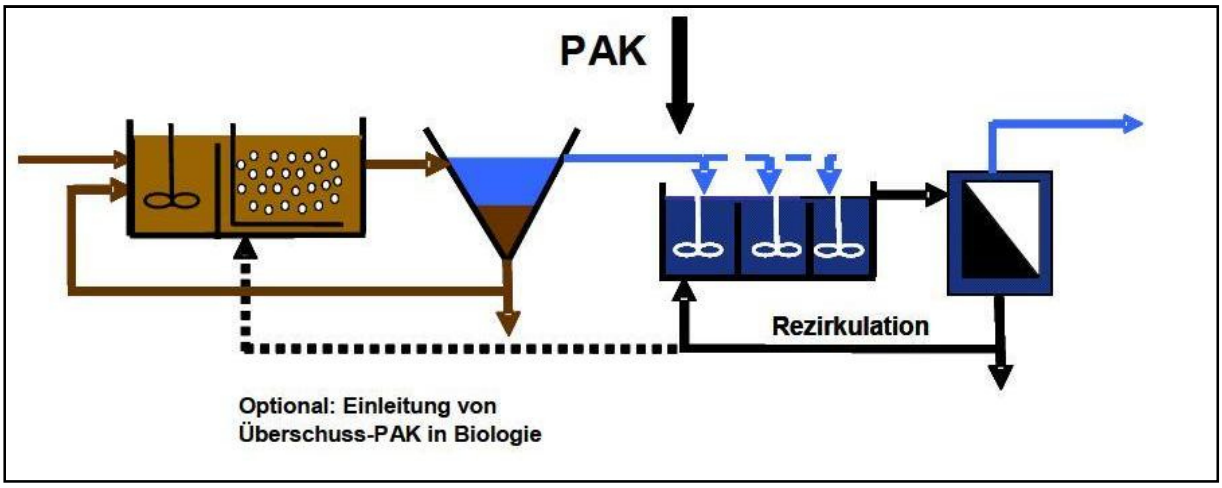


Abbildung 5.14: Vereinfachte Darstellung der PAK-Dosierung im Kontaktbecken und anschließender PAK-Abscheidung mittels Filtration (verändert und ergänzt nach Zwickenpflug et al., 2010)

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 5.14). 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

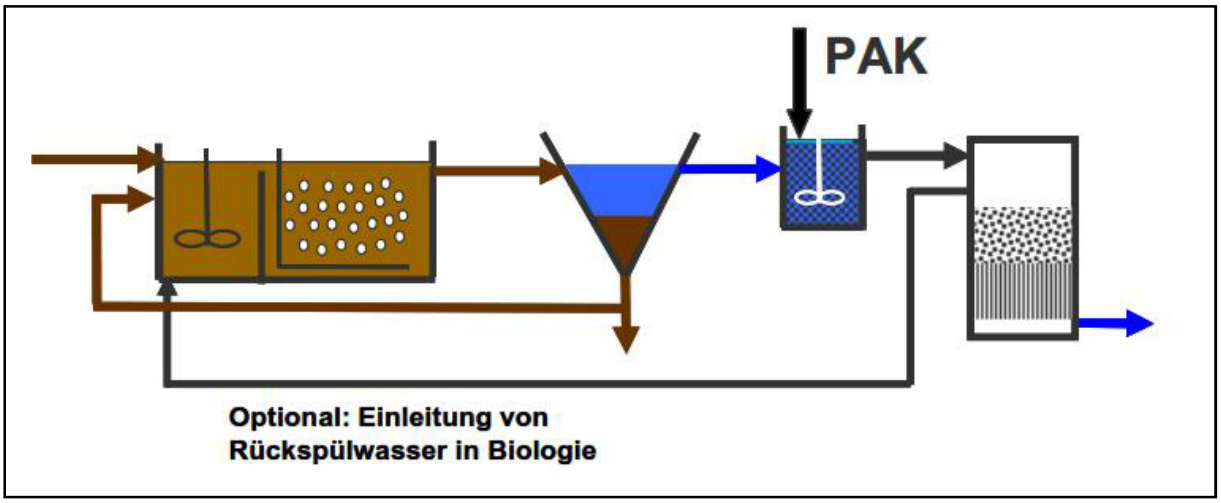


Abbildung 5.15: Vereinfachte Darstellung der Dosierung der PAK in einem Kontaktbecken mit nachgeschalteter Flockungsfiltration (verändert nach Zwickenpflug et al., 2010)

Eine weitere verfahrenstechnische Option stellt die Zugabe der PAK in einen vorgeschaltetes Kontaktbecken mit anschließender Flockungsfiltration dar (Abbildung 5.15). Umgesetzt wur-

de dieses Verfahren in einem großtechnischen Versuch auf der Kläranlage Kloten/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 Biologieschlamms.

5.3.2.2 Systeme zur 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 der PAK-Behandlung nachgeschaltet. Da dieses jedoch nicht 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 5.16.

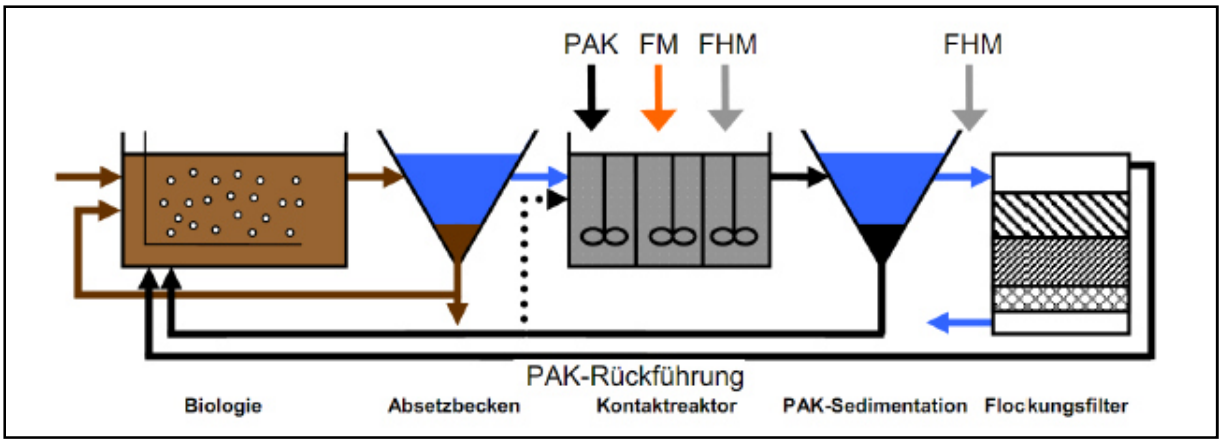


Abbildung 5.16: AFSF-Verfahrensschema (Pinnekamp, 2012)

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 Beckum 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 ebenso sehr gut zur PAK-Abscheidung eignen.

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 gebunden im Wasser vorzufinden sind.

5.3.2.2.1 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 5.17.

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 mg/l gewährleistet, wenn Fällmittel zugegeben wird. Die Phosphatkonzentration kann hingegen bei Fällmittelzugabe bis < 0,1 mg/l reduziert werden. (Zehendner, 2014b)

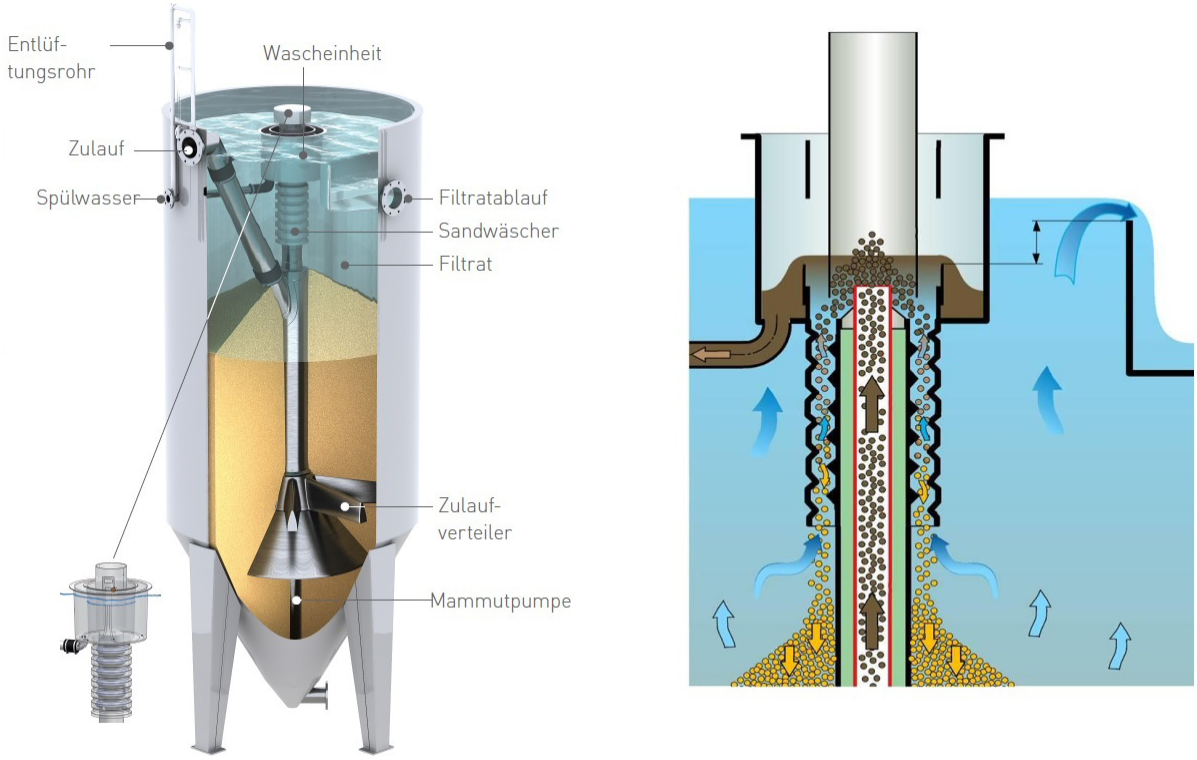


Abbildung 5.17: DynaSand-Filter (links) mit Schema zum Sandreinigungsprozess (rechts) (Fa. Nordic Water, 2014; Zehendner, 2014a)

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 5.17 dargestellt. (Fa. Nordic Water, 2014)

5.3.2.2.2 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 Polyphenylensulfitfasern, zusammengehalten durch Metallklips. Filteraufbau und Filter-Bälle sind in Abbildung 5.18 zu sehen.

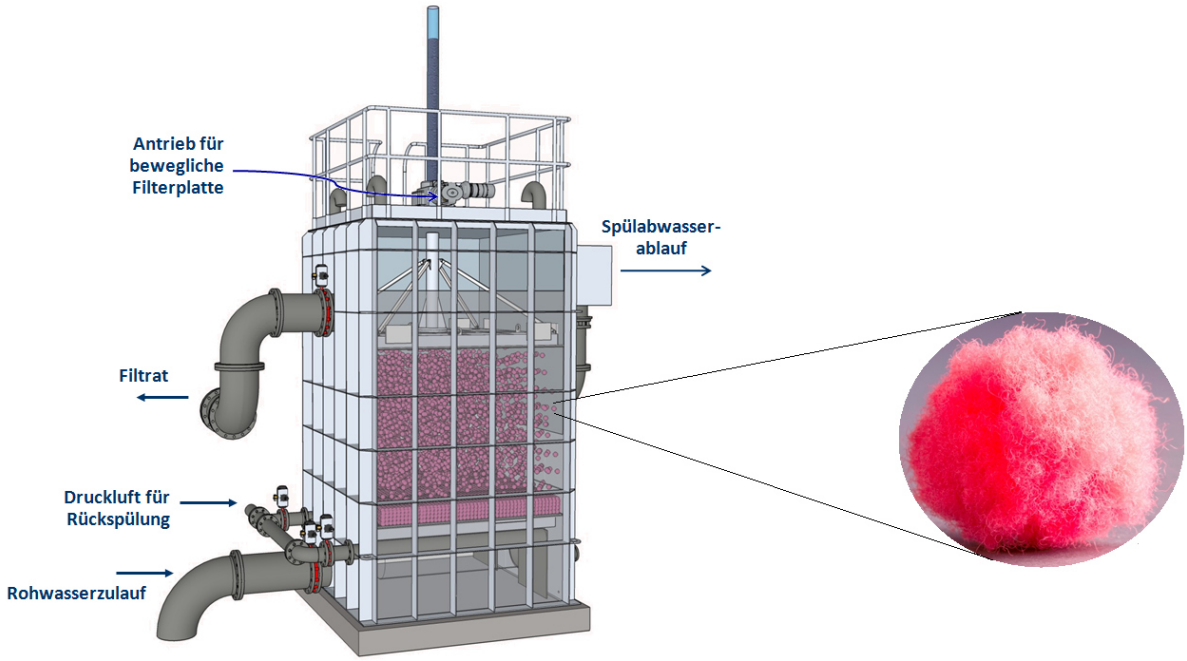


Abbildung 5.18: Fuzzy-Filter (links) und Fuzzy-Filter-Ball (rechts) (verändert und ergänzt nach Gantner, 2015)

Vorteil des Fuzzy-Filters ist, dass dank des komprimierbaren Filtermediums - je nach Anwendungsfall - unterschiedliche Porösitäten 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 erheblich 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, was zur Folge hat, dass das gespülte Filtermodul außer Betrieb genommen werden muss.

Der Spülvorgang wird ausgelöst, sobald die Fuzzy-Filter-Bälle voll beladen sind. Hierdurch steigt der Filterwiederstand 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 5.19 dargestellt.

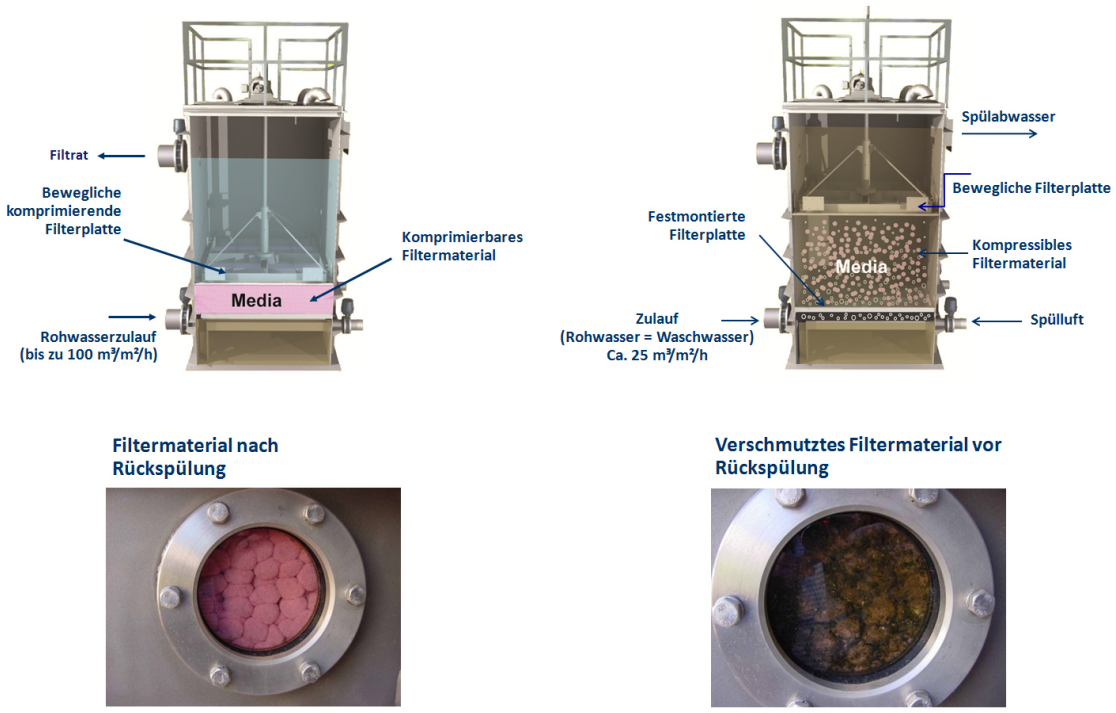


Abbildung 5.19: Filtrationsverfahren mit gespültem Filtermaterial (links) und Filterspülungsschema mit verschmutztem Filtermateriel (rechts) (Gantner, 2015)

Der Fuzzy-Filter wurde bereits auf der Kläranlage Barntrup 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 sehr gute Ablaufkonzentrationen genannt werden, welche im Folgenden aufgeführt werden (Fa. Bosman, 2015):

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

5.3.2.2.3 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 5.20.

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 Test-

ergebnisse (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).

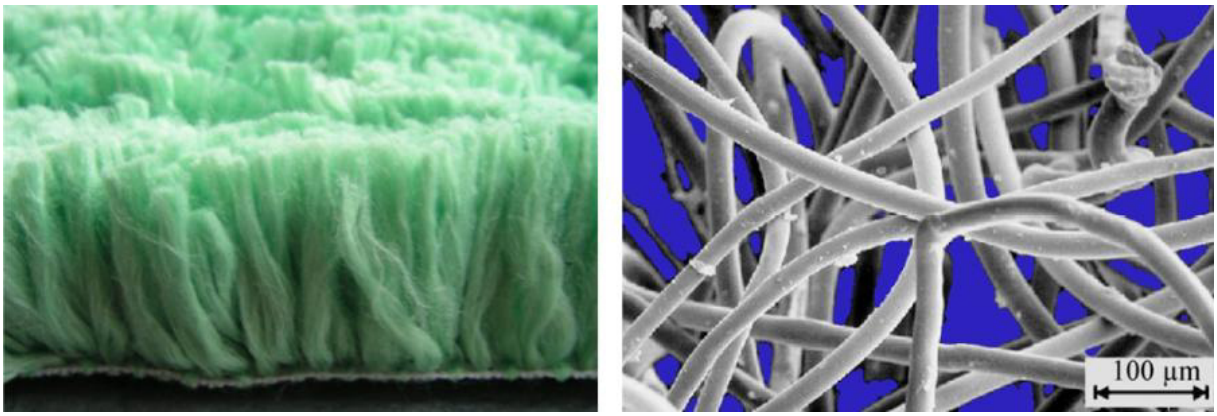


Abbildung 5.20: Aufbau und Struktur der Tuchfilteroberfläche (Grabbe, 2013)

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 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 5.21 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 hierbei, 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 µm) nicht den Tuchfiltern entsprechen, die der Hersteller zur PAK-Abscheidung (Einzelfilament Durchmesser etwa 7,4 µm) 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.

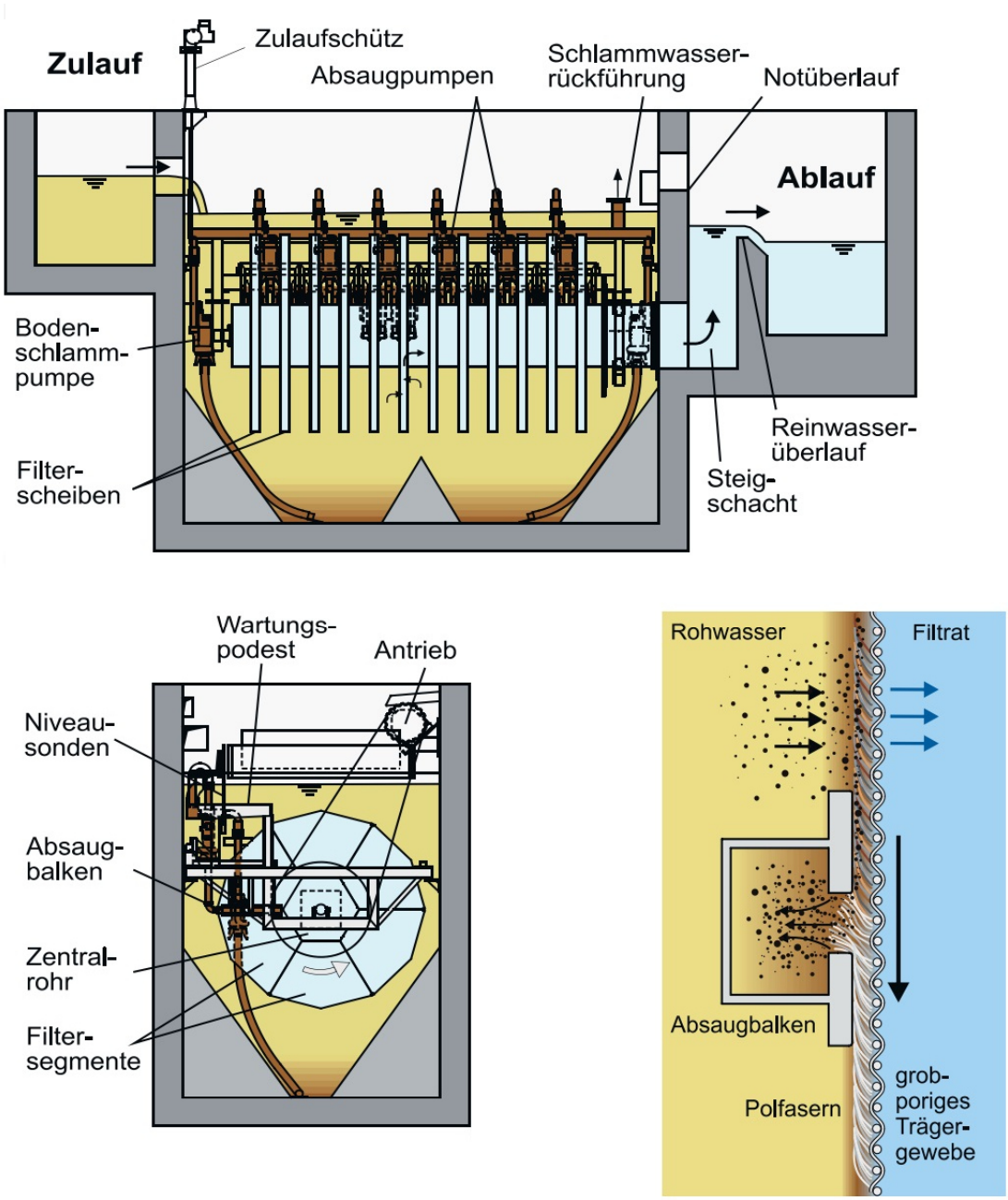


Abbildung 5.21: Aufbau (oben und links unten) und Absaugprozess (rechts unten) des Tuchfilters (Fa. Mecana, 2014a)

5.3.2.2.4 Gewähltes 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 haben wir uns für alle drei Filtersysteme ein für die Kläranlage zugeschnittenes Angebot (unter den gleichen Zulaufvoraussetzungen) zukommen lassen. 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 sinnvollste Filtersystem für die weitere Bearbeitung der Machbarkeitsstudie ausgewählt.

Im Rahmen der Machbarkeitsstudie wurde für Kläranlage Beckum entschieden die DynaSand-Filtration für die PAK-Abscheidung auszuwählen. Bei den kalkulierten Investitions-, wie auch bei den Betriebskosten, war es das zweitgünstigste Filtersystem. Die beiden anderen Filtersysteme waren entweder in der Anschaffung am günstigsten, im Betrieb hingegen am teuersten, oder umgekehrt in der Anschaffung am teuersten, im Betrieb hingegen am günstigsten. Schlussendlich verfügt die Kläranlage Beckum über genügend Flächenkapazität auf dem Kläranlagengelände, was besonders bei den verhältnismäßig großflächigen DynaSand-Filtern bedacht werden muss.

5.3.2.3 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 5.22 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.

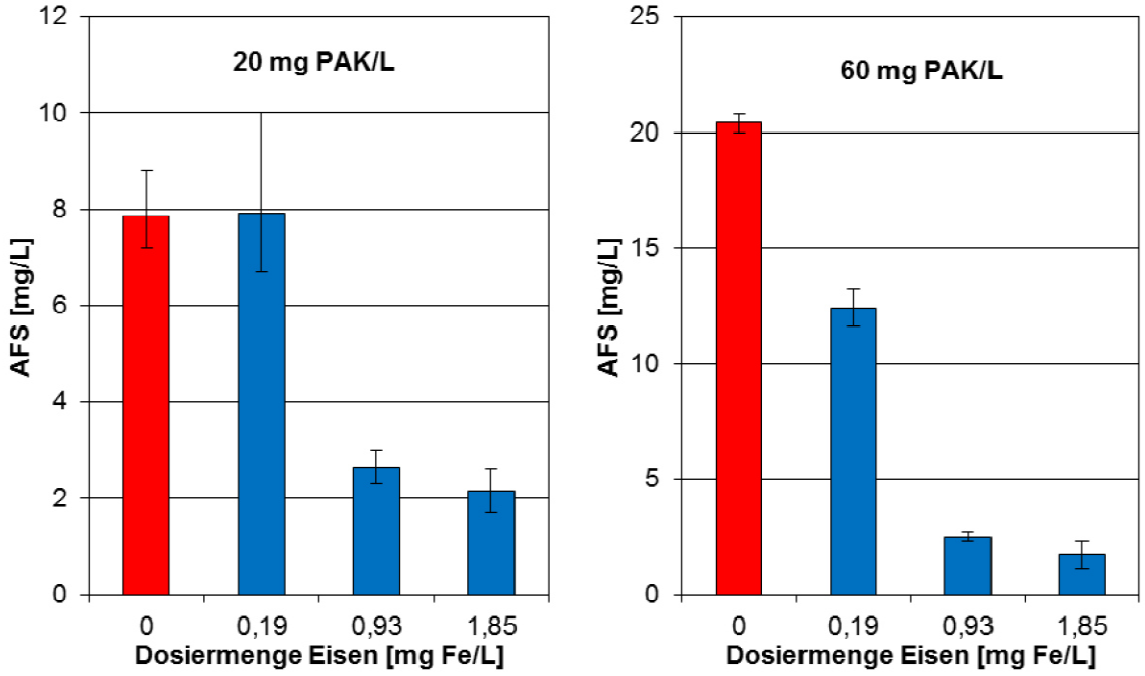


Abbildung 5.22: AFS-Konzentration im Überstau nach dem Absetzender 20 mg/l PAK- (links) und 60 mg/l PAK-Suspension (rechts) bei unterschiedlichen Fällmittelzugaben (Pinnekamp, 2012)

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. Wir empfehlen Fällmittel vor dem Ablauf in der letzen 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 empfehlen wir 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. Wir würden vorschlagen, dies zunächst halbtechnisch auf der Kläranlage zu testen. Ebenso sollte dabei erprobt werden, an welcher Stelle die Fäll- und Flockungsmittelzugabe am zweckmäßigsten ist.

5.4 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 5.2 und Tabelle 5.3 aufgeführt.

Tabelle 5.2: Vorteile der Ozonung, der GAK- und PAK-Adsorption

Vorteile		
Ozonung	**GAK-Adsorption**	**PAK-Adsorption**
• Breitbandwirkung und gute Eliminationsleistung bei bestimmten Mikroschadstoffen • Desinfektionswirkung • Vergleichsweise geringe Betriebskosten, sofern kein kostenintensives Verfahren nachgeschaltet ist • Steigerung des BSB_5 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	• Kaum Metabolitenbildung (einzig durch Abbauprodukte der Biologie) • Geringer Platzbedarf • Phosphatelimination und Breitbandwirkung • Zusätzliche AFS-Reduktion • Zusätzliche CSB-Reduktion • Zusätzliche DOC-Reduktion • Gute Mikroschadstoffeliminationsleistung • 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	• Keine Metabolitenbildung • Deutlich geringere Kohlemengen als bei GAK werden benötigt • Energieverbrauch ist gering • Phosphatelimination und Breitbandwirkung • Zusätzliche AFS-Reduktion • Zusätzliche CSB-Reduktion • Zusätzliche DOC-Reduktion • Gute Mikroschadstoffeliminationsleistung • Entfernung der Mikroschadstoffe aus dem Abwasserstrom • Verbesserung der hygienischen Beschaffenheit des Kläranlagenablaufes • Förderliche Wirkung der Überschusskohle hinsichtlich der Schlammbehandlung und Schlammentwässerung • Positive Wirkung auf den Heizwert des Klärschlamms • Verringerung des Schlammvolumenindexes • 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 5.3: Nachteile der Ozonung, der GAK- und PAK-Adsorption

Nachteile		
Ozonung	**GAK-Adsorption**	**PAK-Adsorption**
• 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 • Ggf. zusätzliche biologisch aktive Stufe erforderlich um Oxidationsprodukte abzubauen • Teilweise großer bautechnischer Aufwand und umfangreiche maschinentechnische Ausrüstung	• Sinkende Reinigungsleistung • Wesentlich mehr Kohlemengen als bei der PAK-Adsorption benötigt • Rücklösung und Auswaschung des unveränderten Mikroschadstoffes möglich • Sehr hohe Betriebsmittelkosten • AK wirkt nicht nur selektiv auf Mikroschadstoffe • 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	• Hoher DOC führt zur verminderten Adsorption von Mikroschadstoffen → Mehr Kohle wird benötigt • Keine landwirtschaftliche Nutzung des ÜSS mehr möglich • Sicherstellung des Rückhaltes der PAK notwendig • Zusätzliche Bauwerke erforderlich • Rücklösung des unveränderten Mikroschadstoffes und Rückbelastung der Kläranlage über Aktivkohleschlamm möglich • Adsorptionsprozess ist langsamer im Vergleich zur Ozonung • Größere Klärschlammmengen • Teilweise großer bautechnischer Aufwand und umfangreiche maschinentechnische Ausrüstung • Nachgeschaltete Filtration erforderlich • Nasse AK kann zum Teil korrosiv und abrasiv auf Anlagenbestandteile wirken • Hohe Betriebsmittelkosten • AK wirkt nicht selektiv nur auf Mikroschadstoffe • Regeneration der PAK derzeit nicht möglich

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

Derzeit gibt es keine vorgegebenen Zeigerparameter, von denen die Gesamteliminationsrate einer 4. Reinigungsstufe auf Mikroschadstoffe abgeleitet werden kann. Aktuell werden in Deutschland und in der Schweiz einige Stoffe und Stoffgruppen diskutiert, von denen eine Gesamtelimination abgeleitet werden soll. Diskutiert werden vor allem Stoffe und Stoffgruppen, die häufig und flächendeckend vorkommen und über unterschiedliche Eigenschaften verfügen.

„Den Mikroschadstoffen ist eine extrem hohe Anzahl an Stoffen mit unterschiedlichen physikalisch-chemischen Eigenschaften und somit variierender Umweltrelevanz bzw. Eliminierbarkeit zugeordnet. Die Analytik für jeden einzelnen Stoff ist aus Kostengründen nicht durchführbar. Daher werden für analytische Untersuchungen meist wenige Stoffe, die für die Belastungssituation repräsentativ sind, ausgewählt.“ (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2015)

Übergreifend werden unter den diskutierten Zeigerparametern einige Arzneimittelwirkstoffe, wie auch das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol, vorgeschlagen, von denen die Eliminationsleistung auf die restlichen Mikroschadstoffe abgeleitet werden soll. Aber auch Stoffe anderer Stoffgruppen, wie bspw. Östrogene, Pestizide, Röntgenkontrastmittel, Komplexbildner, perfluorierte Tenside oder Duft- und Süßstoffe werden in Betracht gezogen, um nur einige Obergruppen zu nennen. Letztlich bleibt es eine Herausforderung die Eliminationsleistung einer 4. Reinigungsstufe auf die Gesamtheit aller Mikroschadstoffe von wenigen Mikroschadstoffen abzuleiten, auch im Hinblick auf ständig neu synthetisierte und eingeleitete Stoffe.

Allgemein wird davon ausgegangen, dass, unter bestimmten Bedingungen, alle drei Verfahren eine Eliminationsrate von über 80 % aufweisen (Türk, 2013). Diese kann, je nach Kläranlage und Auslegung einer vierten Reinigungsstufe, auch höher ausfallen. In Tabelle 5.4 sind eine Auswahl von Spurenstoffen aus verschiedenen Anwendungsbereichen und deren geschätzte Elimination bei der Ozonung und Aktivkohle-Adsorption aufgeführt.

Tabelle 5.4: 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 Kontakt-becken	PAK-Zugabe in einen Flockungs-raum	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. Moschus-verbin-dungen	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 Bestimmungs-grenze	+ bis ++
	Perfluorierte Tenside	-	+ bis ++	+	k. A.	+ bis ++
	TCPP	0	+	+ bis ++	k. A.	k. A.
	EDTA	0 bis +	-	k. A.	k. A.	k. A.

Abbildung 5.23 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.

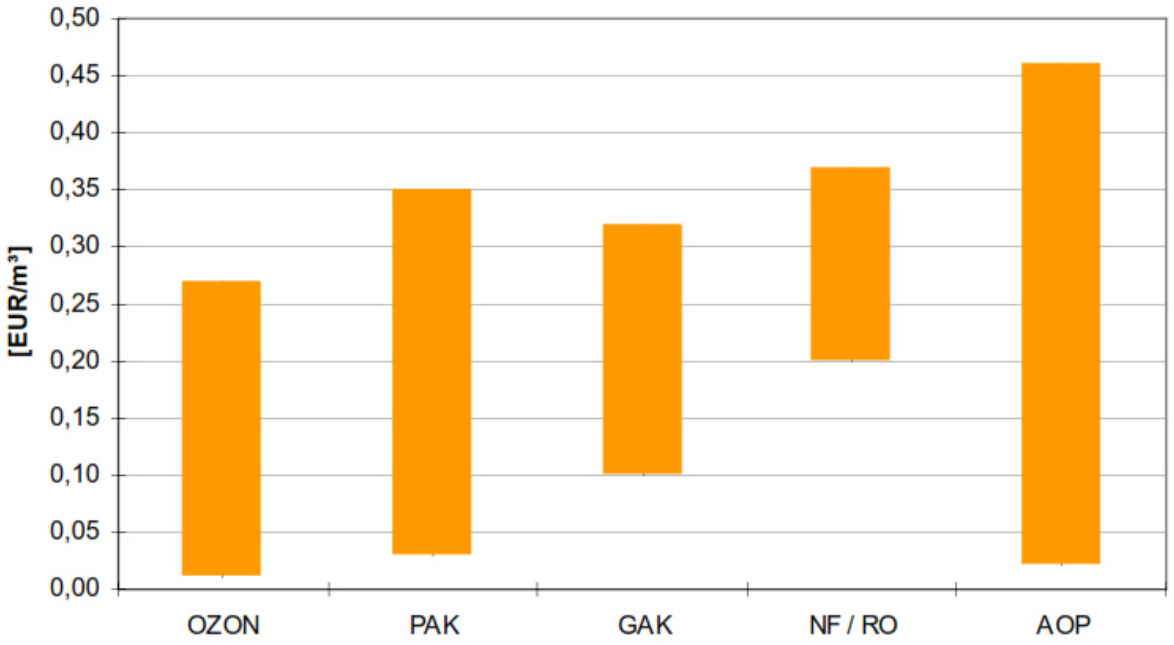


Abbildung 5.23: Bandbreite der spezifischen Kosten (€/m³) der einzelnen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination. Teilweise handelt es sich um Betriebskosten, teilweise um Jahreskosten (Bolle, 2011)

6 Bewertung der Mikroschadstoffanalyse

Das Ablaufwasser aus der Nachklärung der Kläranlage Beckum wurde in zwei Intervallen auf 24 unterschiedliche Mikroschadstoffe untersucht. Die mehrtägigen Mischproben wurden bei der Probe 1 im Zeitraum zwischen dem 30.06.2015 und 03.07.2015, gezogen und im Labor bemessen. Bei der Probe 2 lag der Zeitraum zwischen dem 08.09.2015 und dem 11.09.2015. Der Befund dieser Analysen ergab, dass 19 der in der Tabelle 6.1 aufgeführten Stoffe nachgewiesen wurden.

Bei den betrachteten Stoffen handelt es sich laut Analyselabor (Stand April 2012) um einen Ausschnitt der im Jahr 2011 am häufigsten gefundenen Mikroschadstoffe, sowie einer Gruppe von Substanzen, die teilweise in der Liste der prioritären Stoffe der WRRL aufgeführt sind.

Neben den gemessenen Werten sind auch die in dem zweiten Monitoringzyklus 2009 bis 2011 zugrunde gelegten Konzentrationen der sogenannten D4-Liste aufgeführt. Zwar handelt es sich bei den aufgeführten Stoffen zum Teil um Konzentrationen, die unterstützend zur Bewertung des biologischen Zustandes herangezogen wurden, jedoch können diese Werte als Leitwerte für die Abläufe einer vierten Reinigungsstufe interpretiert werden. Wird Bezug auf diese Werte genommen, so wird deutlich, dass 13 der 24 gemessenen Stoffe über dem Schwellenwert zum guten chemischen Zustand liegen.

Insgesamt werden in der aktuellen D4-Liste 642 Stoffe aufgeführt (Stand April 2014). Es ist zu erwarten, dass deutlich mehr Stoffe im Ablauf der Kläranlage Beckum über den angewandten Konzentrationen der D4-Liste liegen, als die benannten 13 der Tabelle 6.1.

Tabelle 6.1: Befund der Mikroschadstoffanalyse des Kläranlagenablaufes

Gruppe	Mikroschad-stoff	Ein-heit	Probe 1	Probe 2	Angewandter Bewertungs-maßstab	Durch-schnitt *
Halogenid	Bromid (Br)	µg /l	100	90	k. A.	266,67
Lipidsenker	Bezafibrat	ng/l	83	77	100	410
Schmerzmittel	Diclofenac	ng/l	2.500	1.400	100	1.960
Schmerzmittel	Naproxen	ng/l	270	270	100	270
Schmerzmittel	Phenazon	ng/l	480	210	1.100	190
Antiepileptikum	Carbamazepin	ng/l	780	750	500	910
Betablocker	Atenolol	ng/l	< 50	< 50	100	1.110
Betablocker	Bisoprolol	ng/l	240	380	100	490
Betablocker	Metoprolol	ng/l	3.500	3.600	7.300	1.910
Betablocker	Sotalol	ng/l	180	150	100	570
Antibiotikum	Clarithromycin	ng/l	270	410	20	440
Antibiotikum	Sulfamethoxa-zol	ng/l	1.300	1.000	150	710
Psychopharma-kon	Oxazepam	ng/l	280	170	100	200
Kontrastmittel	Amidotrizoe-säure	ng/l	14.000	n.b.	100	4.270
Kontrastmittel	Iomeprol	ng/l	7.100	3.300	100	8.780
Kontrastmittel	Iopamidol	ng/l	2.800	2.000	100	5.250
Kontrastmittel	Iopromid	ng/l	5.300	2.900	100	1.360
PSM	Diuron	ng/l	52	< 50	200	120
PSM	Isoproturon	ng/l	< 50	< 50	300	190
PSM	Terbutryn	ng/l	80	< 50	65	50
Korrosionsinhibi-tor	Benzotriazol	ng/l	5.800	5.800	10.000	5.870
Steroidhormon	17-alpha-Ethinylestra-diol	ng/l	< 1	< 1	0,035	k. A.
Steroidhormon	17-beta-Estradiol	ng/l	< 5	< 1	0,4	26
Steroidhormon	Estron	ng/l	< 5	< 5	k. A.	17,9
*(verändert und ergänzt nach Götz et al., 2012)						

Neben den Werten aus der D4-Liste sind zusätzlich die Durchschnittswerte von anderen Kläranlagenabläufen aufgeführt.

Zusammengefasst verdeutlichen die Ergebnisse der Mikroschadstoffanalyse, dass die Kläranlage Beckum von Mikroschadstoffen beaufschlagt wird und nicht dazu in der Lage ist, diese ausreichend aus dem behandelten Abwasser zu entfernen. Eine vierte Reinigungsstufe würde erheblich dazu beitragen, die Mikroschadstoffkonzentrationen in der Kläranlage zu minimieren.

In Zukunft sollen alle Oberflächengewässer einen guten chemischen, sowie ökologischen Zustand erreichen. Die WRRL sieht vor, dass die Umweltqualitätsnormen für die bestehenden prioritären Stoffe bis 2021 und für neu benannte Stoffe bis 2027 eingehalten werden. 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.

Der Tabelle 6.1 ist zu entnehmen, dass in der ersten Probe 100 µg/l und in der zweiten Probe 90 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.

Wie in Kapitel 5.2 erwähnt, 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. Wird als Beispiel der Grenzwert aus der Trinkwasserverordnung für Bromat von 10 µg/l als künftiger Grenzwert für Kläranlagenabläufe gewählt, so kann dieser nicht garantiert eingehalten werden, es sei denn, die Ozonkonzentration zur Mikroschadstoffelimination wird durch die Zulaufkonzentration des Bromids geregelt. Durch diese Maßnahme würde wiederum die Eliminationsleistung auf die Mikroschadstoffe beeinträchtigt werden. Die Ozondosierung der Ozonung müsste also kontinuierlich dem Zulaufwert des Bromids angepasst werden, wodurch der Wirkungsgrad

auf die Mikroschadstoffelimination lediglich von diesem einem Stoff abhängig gemacht werden würde.

Abbildung 6.1 führt die Versuchsergebnisse zur Bromatbildung in der Ozonungsstufe auf der Kläranlage Regensdorf auf. Auch wenn die in Regensdorf entstandenen Bomatkonzentrationen unter den aufgezeigten Betriebsbedingungen sich nicht auf jede Kläranlage übertragen lassen, so dient die Abbildung zu einer ersten Einschätzung.

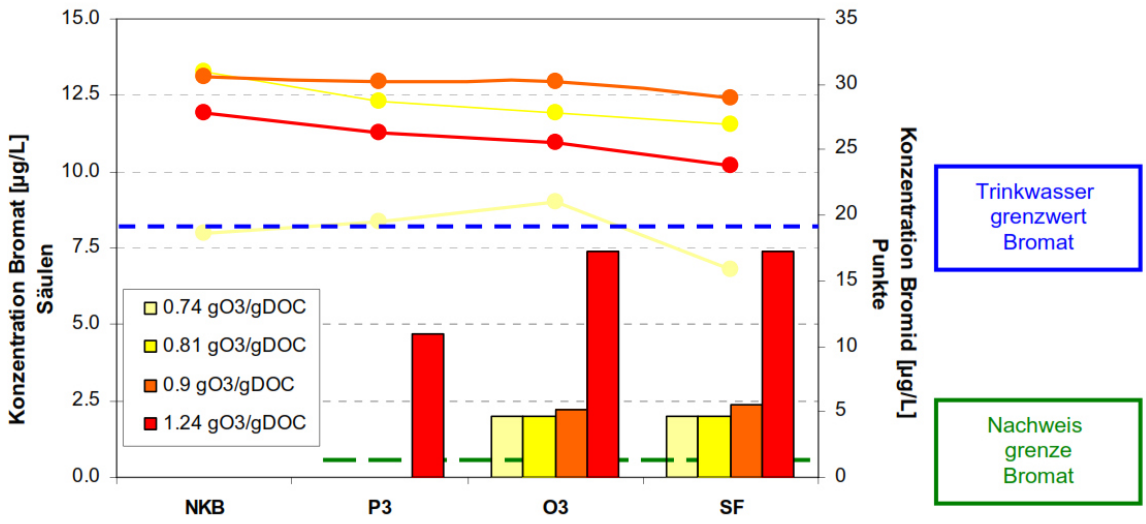


Abbildung 6.1: Konzentrationen von Bromid und Bromat entlang des Ozonungsreaktors und der Sandfiltration bei verschiedenen Ozondosen in der Ozonungsstufe der Kläranlage Regensdorf (Abegglen et al., 2009)

Ist davon auszugehen, dass der Ablauf der Kläranlage Beckum häufig mit den in Tabelle 6.1 ermittelten Bromidkonzentration von 100 µg/l und 90 µg/l belastet ist, so führt dies nach Betrachtung der Abbildung 6.1 unter Umständen zu Bromatkonzentrationen nach der Ozonung, die deutlich über dem genannten Trinkwassergrenzwert von 10 µg/l liegen können.

Da wir eine Belastung der Gewässer vermeiden wollen, auch wenn nicht gegeben ist, dass der Trinkwassergrenzwert für Bromat künftig auch als Grenzwert für den Ablauf einer vierten Reinigungsstufe festgelegt wird, wird aufgrund der Bromidkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage Beckum im Rahmen der Machbarkeitsstudie nicht weiter auf eine Ozonungsstufe eingegangen.

7 Bewertung des Gewässerzustandes

Der Gewässerzustand ist der Werse der Abbildung 7.1 und Abbildung 7.2 zu entnehmen. Demzufolge befindet sich die Werse in einem nicht guten chemischen und einem schlechten ökologischen Zustand.

Abbildung 7.1: Chemischer Zustand der Werse (ELWAS-WEB, 2016)

Abbildung 7.2: Ökologischer Zustand der Werse (ELWAS-WEB, 2016)

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

Wie in den vorangegangenen Kapiteln erläutert, kann eine 4. Reinigungsstufe zu verbesserten Ablaufwerten der Kläranlage führen. Je nach Verfahrensauswahl können neben den Mikroschadstoffen auch einige der allgemeinen abwasserabgaberelevanten Parameter reduziert werden. 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.

8 Planungs- und Bemessungsgrundlagen

Nach Absprache mit den Verantwortlichen wurde entschieden, die möglichen Verfahren für eine vierte Reinigungsstufe westlich, auf der Fläche des alten Schönungsteiches zu dimensionieren. Da der Schönungsteich mittlerweile außer Betrieb ist und dieser sich am Ablauf der Kläranlage befindet, eignet sich die vorgeschlagene Fläche hervorragend für die Umsetzung weitergehender Reinigungsstufen. 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 TIM-ONLINE, 2015)

Eine Vorgabe zur Auslegung einer vierten Reinigungsstufe gibt es derzeit nicht. Es muss für jede Kläranlage überlegt werden, für welche Zulaufmengen eine solche Reinigungsstufe ausgelegt wird. Die Bemessung erfolgt ausschließlich anhand der Durchflussmengen. Hierbei ist die Verhältnismäßigkeit zwischen stündlichen Spitzenzufluss (für die Bemessung maßgebend) und Tages- bzw. Jahresdurchflussmenge zu beachten. Als Anhaltspunkte können die in Tabelle 8.1 aufgeführten Parameter betrachtet werden.

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 haben wir uns letztlich bei der minimalen baulichen Auslegung für die zweifache Jahresschmutzwassermenge bzw. den zweifachen Trockenwetterzufluss aus dem Jahr 2014 von 13.382 m^3/d entschieden, wodurch im Mittel über 82 % des täglichen Ablaufs behandelt wird.

Tabelle 8.1: Spezifische Daten zur Kläranlage

Parameter	**Einheit**	**Größe**
Einwohnerwerte	EW	43.445
Zweijährige Abflussmenge Q_{2a}*	m³	7.477.059
Jahresmittel 2014: täglicher Abfluss $Q_{d,aM}$	m³/d	10.440
Spitzenabfluss $Q_{2a,max}$ *	m³/d	46.111
Perzentil 85 % *	m³/d	15.810
Median *	m³/d	7.511
Jahresschmutzwassermenge JSM 2014	m³/a bzw. m³/d	2.442.304 bzw. 6.691
Maximaler Bemessungszufluss Q_{max}	l/s bzw. m³/h	733 bzw. 2.639
* Bezogen auf den Bemessungszeitraum vom 01.01.2013 bis 31.12.2014		

Abbildung 8.2 stellt die täglichen Ablaufmengen der Kläranlage Beckum im Bemessungszeitraum von Anfang 2013 bis Ende 2014 dar. Der rote Strich entspricht dem täglichen Ablauf von 13.382 m³/d. Es wird ersichtlich, dass die vierte Reinigungsstufe nicht kontinuierlich mit 13.382 m³/d beschickt wird. Deshalb haben wir uns für die Betriebsmittelkostenrechnung auf einen Wert von 8.414 m³/d festgelegt. Dieser Wert entspricht dem durchschnittlichen Ablauf, der an allen 730 Tagen mit einem Abfluss ≤ 13.382 m³/d ermittelt wurde.

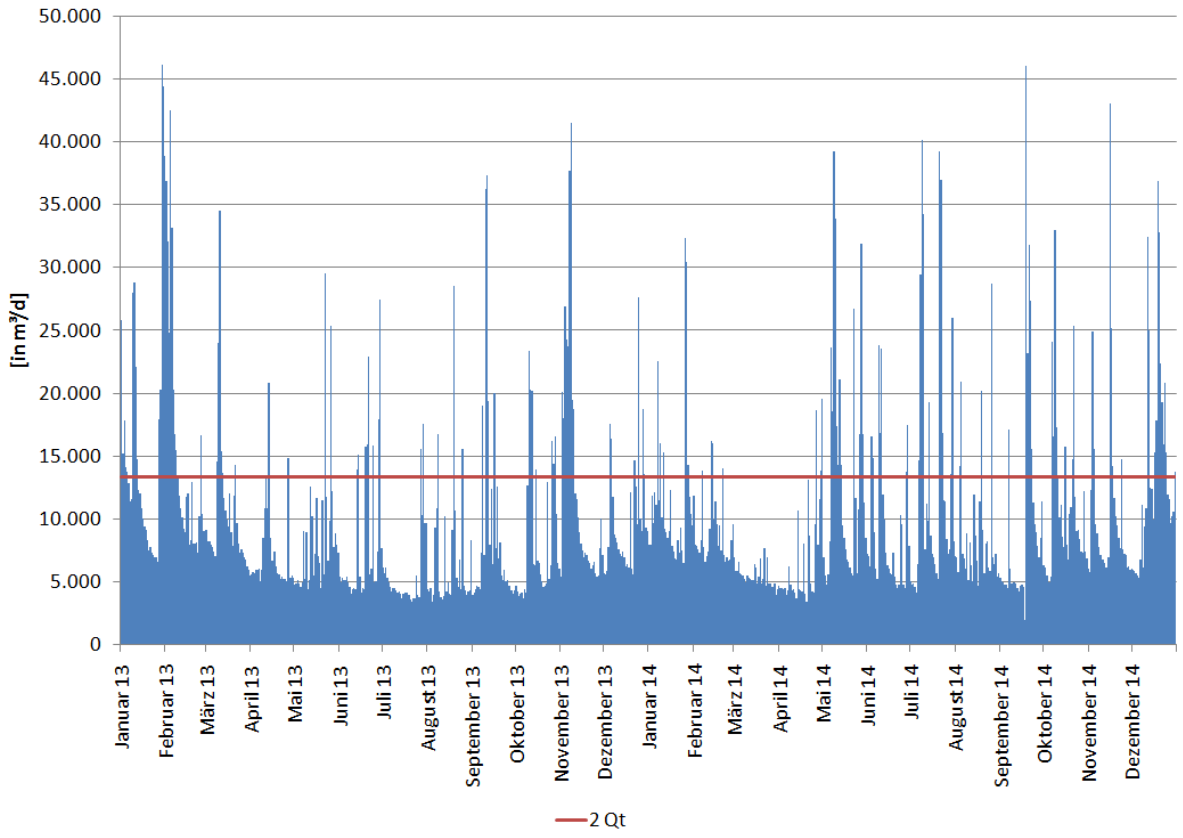


Abbildung 8.2: Ablaufmengen der Kläranlage im Zeitraum vom 01.01.2013 bis 31.12.2014

Die für die Machbarkeitsstudie gewählten Durchflussmengen zur Auslegung der Anlagenkomponenten und des Betriebsmittelbedarfs sind in Tabelle 8.2 aufgeführt.

Tabelle 8.2: Gewählte Durchflussmengen

Parameter	**Einheit**	**Größe**
1. Gewählte Durchflussmenge zur baulichen Auslegung	m³/d bzw. m³/h	13.382 bzw. 558
2. Gewählte Durchflussmenge zur baulichen Auslegung	l/s bzw. m³/h	733 bzw. 2.639
Gewählte Durchflussmenge zur Betriebsmittelauslegung	m³/d bzw. m³/h	8.414 bzw. 351

Die derzeitigen Konzentrationen der wichtigsten Parameter im Ablauf der Kläranlage Beckum werden in Tabelle 8.3 aufgeführt. Die ermittelten Daten ergeben sich aus den gesamten Daten des Bezugszeitraums von Anfang 2013 bis Ende 2014.

Tabelle 8.3: Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage

Parameter	Einheit	Konzentration
chemischer Sauerstoffbedarf CSB	mg/l	29,00
Maximum: chemischer Sauerstoffbedarf CSB_{max}	mg/l	38,80
Phosphorgehalt P_{Ges}	mg/l	1,10
Maximum: Phosphorgehalt $P_{Ges,max}$	mg/l	2,5

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.

Die mittlere Abflussmenge der Kläranlage Beckum belief sich im Jahr 2014 auf 435 m³/h. Die anliegende Werse hat auf Höhe des Kläranlagenablaufes ein Einzugsgebiet von 20,5 km². Der Mittelwasserabfluss beträgt dort 12,8 l/s · km². Hieraus ergibt sich eine mittlere stündliche Abflussspende von 995 m³/h.

Folgt die Europäische Union dem Beispiel der Schweiz, so bestände für die Kläranlage Beckum dringender Handlungsbedarf.

Ein anderes denkbares Kriterium kann der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) des anliegenden Fließgewässers sein. Wird zukünftig in Deutschland vorgegeben, dass Kläranlagen, deren mittlere Jahresabwassermenge (JAM) größer 1/3 des mittleren Niedrigwasserabflusses ist (JAM > 1/3 MNQ), um eine 4. Reinigungsstufe erweitert werden sollen, so bestände auch hier dringender Handlungsbedarf. Der mittlere Niedrigwasserabfluss der Werse beläuft sich auf Höhe des Kläranlagenablaufes auf 1,75 l/s · km². Hieraus ergibt sich eine mittlere stündliche Abflussspende von 129 m³/h. Ein Drittel davon sind demnach 43 m³/h. Der Abfluss der Kläranlage Beckum wäre also mehr als 10-fach erhöht.

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 Maßnah-

men ergriffen werden, um die allgemeinen Ablaufwerte zu verbessern. Mögliche Maßnahmen zur optimierten Abwasserreinigung sind nachstehend aufgeführt:

Erweiterung der Kläranlage um ein Bio-P-Eliminationsbecken

Um die Phosphor-Elimination zu optimieren wäre eine denkbare Maßnahme die Erweiterung der Kläranlage um ein Bio-P-Eliminationsbecken. Dieses verhältnismäßig kleine Becken würde etwa halb so viel Fläche in Anspruch nehmen, wie das jetzige Vorklärbecken und könnte im Bereich des Schönungsteiches vorgesehen werden. Es würde mit dem maschinell gereinigten Wasser aus der Vorklärung beschickt werden und zur verbesserten Phosphor-Elimination beitragen. Unter Kohlenstoffzehrung reduzieren in einem solchen Becken Mikroorganismen den Phosphor weitergehend.

Ersten Kostenschätzungen zu Folge würden sich die Investitionskosten für die Umsetzung eines Bio-P-Eliminationsbeckens auf etwa 300.000 € belaufen. Die Betriebskosten werden auf 3.000 bis 4.000 €/a geschätzt. Eine weitergehende Elimination auf Mikroschadstoffe ist infolge der Phosphor-Elimination nicht zu erwarten.

Optimierung der Phosphat-Fällung

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

Modernisierung der Nachklärbecken um das hydrograv-adapt-System

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

Käme dieses System auf der Kläranlage Beckum infrage, würden sich die Investitionskosten hierfür auf etwa 350.000 € pro Nachklärbecken, also insgesamt 700.000 €, belaufen. Die Betriebskosten werden auf 1.000 €/a geschätzt. Eine weitergehende Elimination auf Mikroschadstoffe ist hierdurch nicht zu erwarten.

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.

Aufgrund der Vielzahl möglicher Endfiltrationen werden keine Kostenschätzungen genannt.

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 2.350.000 € belaufen. Die Betriebskosten hierfür belaufen sich auf geschätzte 40.000 €/a.

10 Verfahrensmöglichkeiten und Kostenschätzungen

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

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

In Bezug auf die in Kapitel 5.3.2.3 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. Die drei vorgeschlagenen Varianten sind die Verfahrenskombinationen mit dem meisten Potential. Zum anderen wird alternativ zur PAK-Adsorption eine Variante der GAK-Adsorption vorgestellt. Hier wird aufgrund der wenigen Verfahrensmöglichkeiten lediglich eine Variante betrachtet.

Die einzelnen Anlagenkomponenten der PAK-Adsorptionsvarianten sind unter Berücksichtigung einer Zunahme der hydraulischen Belastung ausgelegt. Bei den Kontaktzeiten in den Reaktoren haben wir uns auf 30 Minuten festgelegt. Nimmt die hydraulische Belastung zu, so kann die Kontaktzeit der bestehenden Becken verringert werden. Bei den angenommenen Mindestkontaktzeiten von 20 Minuten für die PAK-Adsorption sind somit auch hydraulische Schwankungen behandelbar. Die Eliminationsrate würde durch die kürzere Kontaktzeit geringer ausfallen. Dieser Nachteil könnte voraussichtlich durch erhöhte Betriebsmittelkonzentrationen angepasst werden. Steigen die hydraulischen Durchflussmengen über die Bemessungswassermengen der Kontaktbecken, so können auch diese Wassermengen bei geringerer Kontaktzeit die Kontaktbecken durchströmen und mit der Pulveraktivkohle vermischt werden. Auch hierdurch kann von einer geringeren Eliminationsrate ausgegangen werden. Diese wäre jedoch höher, als wenn vor der PAK-Adsorption abgeschlagen und somit das Wasser nicht mit der Pulveraktivkohle vermischt wird.

Es hat sich gezeigt, dass sich zur PAK-Abscheidung unterschiedliche Filtersysteme eignen. Wir haben drei Filtertypen für den Anwendungsfall auf der Kläranlage Beckum auslegen lassen und miteinander verglichen. Für die Kläranlage Beckum haben wir uns letztlich für die DynaSand-Filtration entschieden.

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.

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

Variante 1.1 ähnelt dem in Kapitel 5.3.2.1 beschriebenem 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.

Mit dem Ablauf der Nachklärbecken beginnt die vierte Reinigungsstufe mit einem Schneckenpumpwerk. In dem Schneckenpumpwerk wird das Wasser mittels zwei Schnecken angehoben. Diesem ist der Kontaktreaktor nachgeschaltet. Die pulverisierte Aktivkohle wird in den Kontaktreaktor gegeben und mittels Rührwerke mit dem Ablauf der Nachklärung vermischt. Um eine optimale Durchmischung zu gewährleisten, empfiehlt es sich, den Kontaktreaktor in drei 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 1,5 Stunden ausgelegt. Bei dem Rücklaufverhältnis haben wir uns auf 0,1 festgelegt, da bis auf den beladenen Aktivkohleschlamm und gefällten Phosphor nicht mit weiteren Frachten zu rechnen ist. Den Rücklaufschlamm empfehlen wir im genannten Verhältnis 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 in die Schlammbehandlung geschickt werden.

Durch die Rezirkulation in die Belebung muss der gesamte Ablauf der Kläranlage filtriert werden, da hierdurch das gesamte Abwasser mit der PAK vermischt wird. Lediglich die Sedimentation ist hierzu nicht ausreichend, da diese die schlecht sedimentierfähigen Feinfrachten der PAK ungenügend zurückhält. Die Sandfilteranlage 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, kann der Überstau direkt in die Sandfiltration abgeschlagen werden.

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

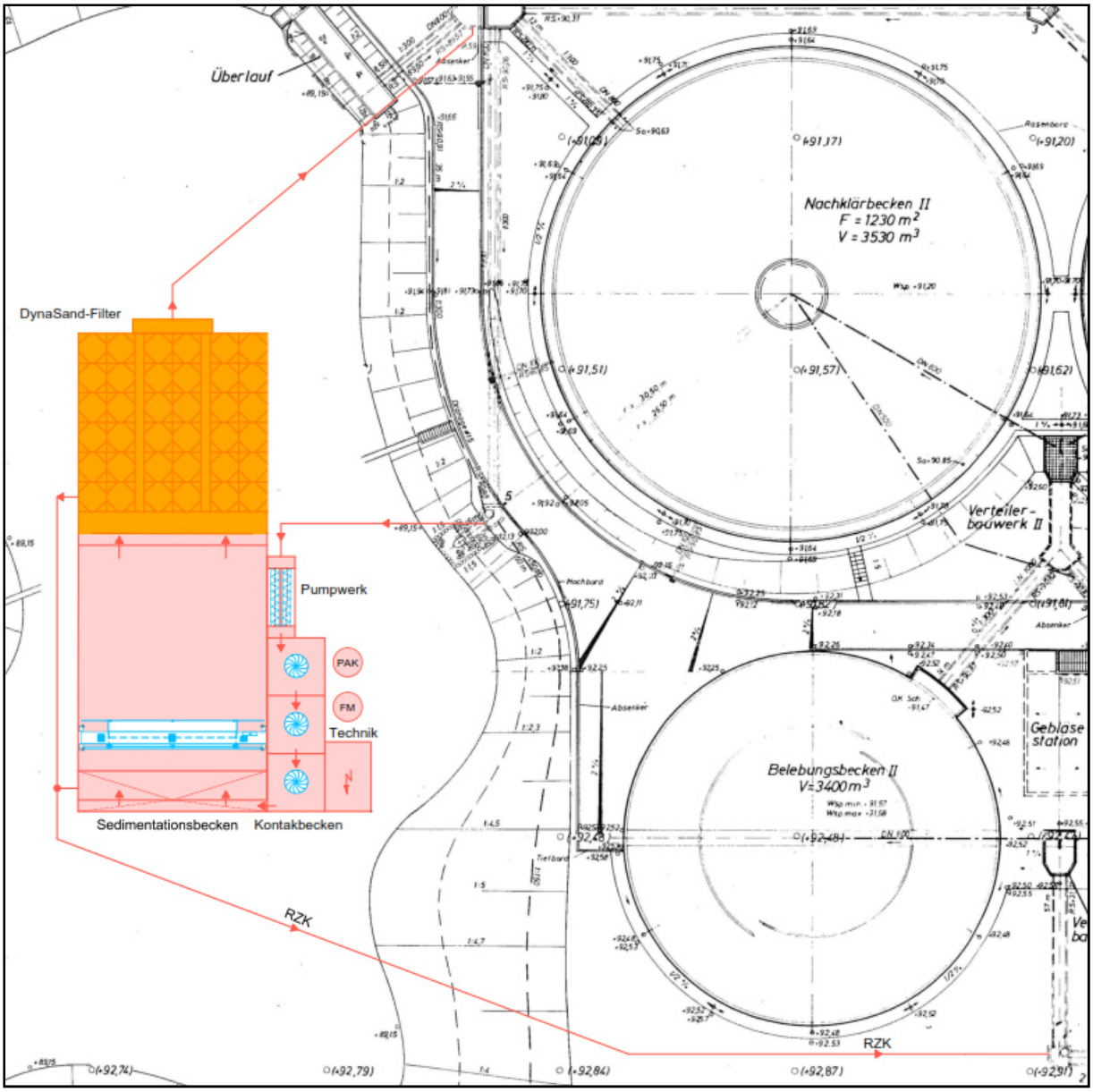


Abbildung 10.1: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.1

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

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

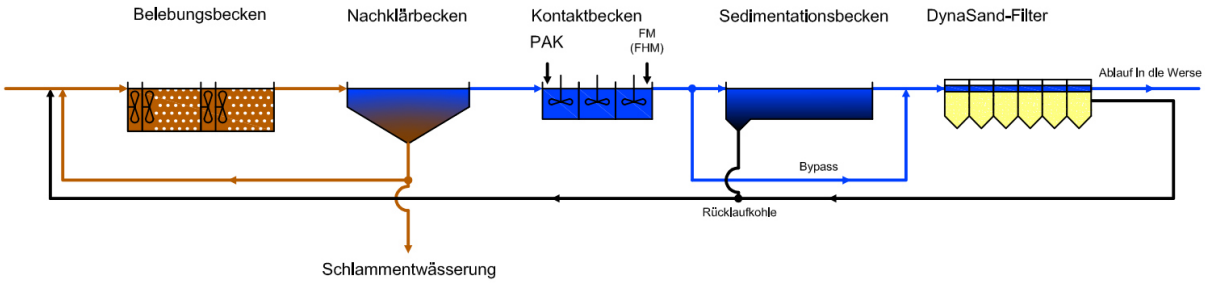


Abbildung 10.2: Fließschema zur Variante 1.1

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

Zulauf

- Für die Becken: 558 m³/h
- Für Hebewerk und Filtration: max. 2.639 m³/h
- Für die Betriebsmittelkosten: 351 m³/h
- Rücklaufverhältnis aus der Sedimentation in den Kontaktreaktor von 0,1

Schneckenhebewerk

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 1.300 mm
- Fördervolumenstrom: Q_{max} = 460 l/s je Schnecke
- Förderhöhe: 2.000 mm

Kontaktbecken

- Kontaktzeit von 30 min bzw. 0,5 h
- Durch RV = 0,1 ergibt sich ein Zulauf von 614 m³/h
- Volumen: 614 m³/h · 0,5 h = 307 m³
  - gewähltes Volumen von 3 · 103 m³

Sedimentationsbecken

- Kontaktzeit von 1,5 h
- Durch RV = 0,1 ergibt sich ein Volumen von:
  - 614 m³/h · 1,5 h = 921 m³
- Bei einer gewählten Flächenbeschickung von 2 m/h bei Rücklaufverhältnissen ≤0,75 ergibt sich nach ATV-DVWK-A 131 folgende erforderliche Oberfläche:

$$A = \frac{Q_m}{q_A} = \frac{614\ m^3/h}{2\ m/h} = 307\ m^2$$

DynaSand-Filter (laut Hersteller)

- 36 Filter
- Durchsatz: ca. 2.639 m³/h bei max. AFS 45 mg/l im Zulauf
  - AFS < 10 mg/l im Ablauf ohne Fällmittelzugabe

    - AFS < 5 mg/l im Ablauf bei Fällmittelzugabe
- Oberflächenbelastung: v ≤ 14,7 m/h
- Filterbetthöhe: 1,5 m
- Filterhöhe: 5,45 m
- Filterfläche pro Filter: 5 m² → 180 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. 32 - 49 m³/h (1,2 – 1,9 % bei maximalem Durchfluss von 2.639 m³/h)
- Maximale Spülabwassermenge: 108 - 162 m³/h (4,1 – 6,1 % bei maximalem Durchfluss von 2.639 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:
    - 42,1 kgPAK/d bzw. 15.356 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 10 mg/l:
    - 84,1 kgPAK/d bzw. 30.711 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 15 mg/l:
    - 126,2 kgPAK/d bzw. 46.067 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 20 mg/l:
    - 168,3 kgPAK/d bzw. 61.422 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:

- 15.243 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:

- 46.067 kgPAK/a → 92.134 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	1.289.678 €
2.	Gesamtsumme Maschinentechnik	1.265.250 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	227.500 €
	Summe netto	2.782.428 €
	Baunebenkosten 20 %	556.486 €
		3.338.913 €
	+ 19 % MwSt.	634.393 €
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 1.1	**3.973.307 €**

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.	1.841.660 €	1.806.777 €	324.870 €	**3.973.307 €**
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	93.961 €/a	151.354 €/a	38.085 €/a	**283.400 €/a**
Betriebsmittelkosten				
Komponente	***Menge/ Anzahl***	***Einheit***	***Kosten/ Einheit***	***Gesamtkosten***
Schneckenpumpwerk	32.575	kWh/a	0,226 €/kWh	7.362 €/a
Rührwerke	27.640	kWh/a	0,226 €/kWh	6.247 €/a
Pulveraktivkohle	46.067	kgPAK/a	1,70 €/kgPAK	78.313 €/a
PAK-Dosierstation	10.512	kWh/a	0,226 €/kWh	2.376 €/a
Fällmittel	15.243	kgFe/a	0,18 €/kgFe	2.744 €/a
Gesamtkosten: Sedimentationsbecken	14.454	kWh/a	0,226 €/kWh	3.267 €/a
Sandfilter	*Voraussichtliche Gesamtkosten*			31.836 €/a
Schlammkosten	92,13	t/a	62 €/t	5.666 €/a
Personalkosten	0,2	MA/a	50.000 €/MA	10.000 €/a
Summe Betriebskosten				**147.810 €/a**
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 1.1				**431.210 €/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 hier das Schneckenpumpwerk. Dem Schneckenpumpwerk ist der Kontaktreaktor nachgeschaltet. Die pulverisierte Aktivkohle wird in den Kontaktreaktor gegeben und mittels Rührwerke mit dem Ablauf der Nachklärung vermischt. Zur optimalen Ausnutzung von Adsorptionsplätzen der PAK ist bei Variante 1.2 die Rezirkulation der vom Sandfilter ausgespülten PAK-Fracht in die Belebungsbecken vorgesehen. Dies wirkt sich aufgrund der wesentlich längeren Aufenthaltszeit der PAK im System positiv auf die Mikroschadstoffelimination aus. Ein weiterer positiver Effekt ist die Verbesserung der Klärschlammeigenschaften infolge des PAK-Eintrags. Aufgrund der geringen rezirkulierten Mengen bei der Absaugung haben wir 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 Sandfilteranlage 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 Sandfiltration 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, 2014b).

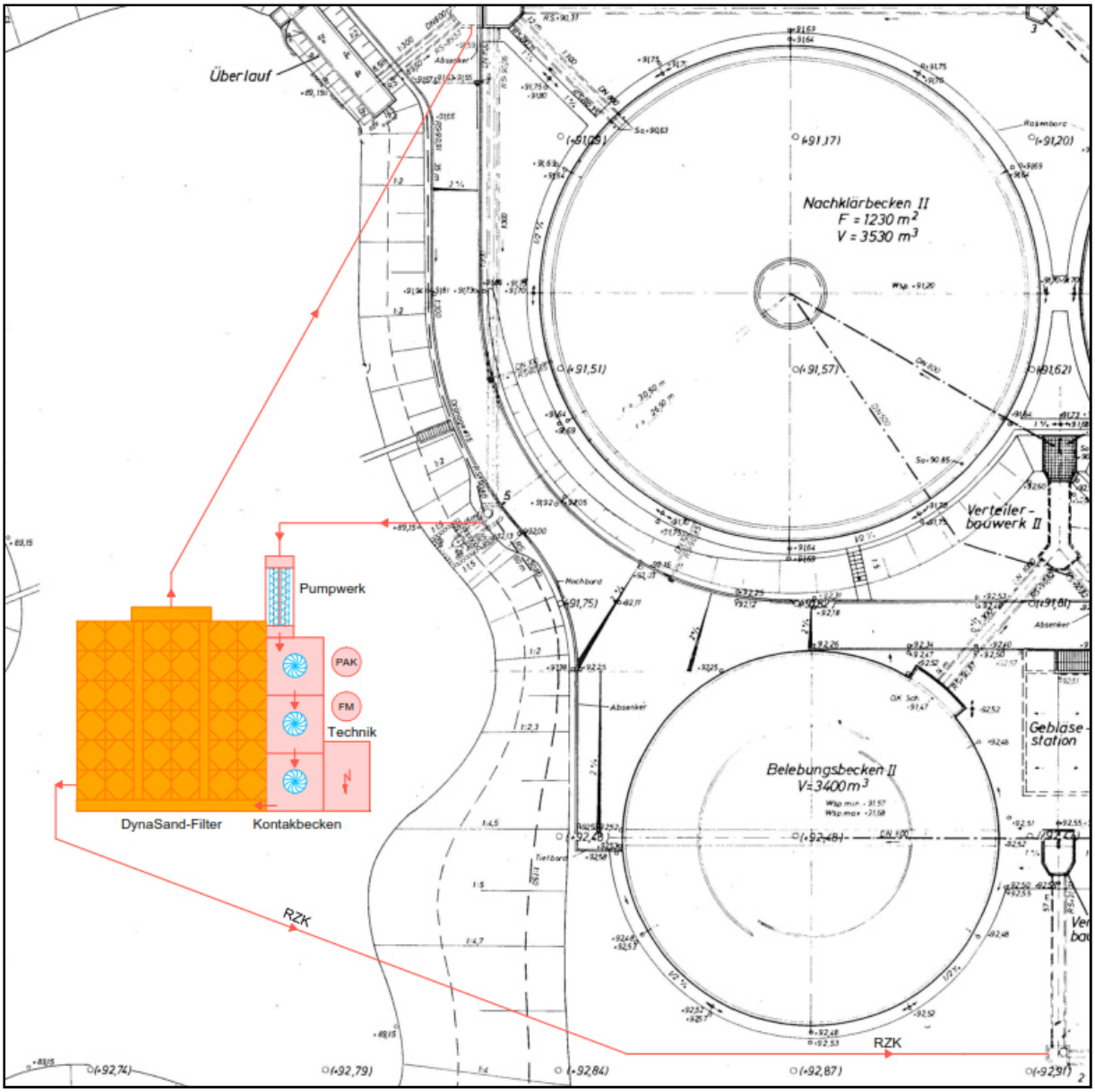


Abbildung 10.3: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.2

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

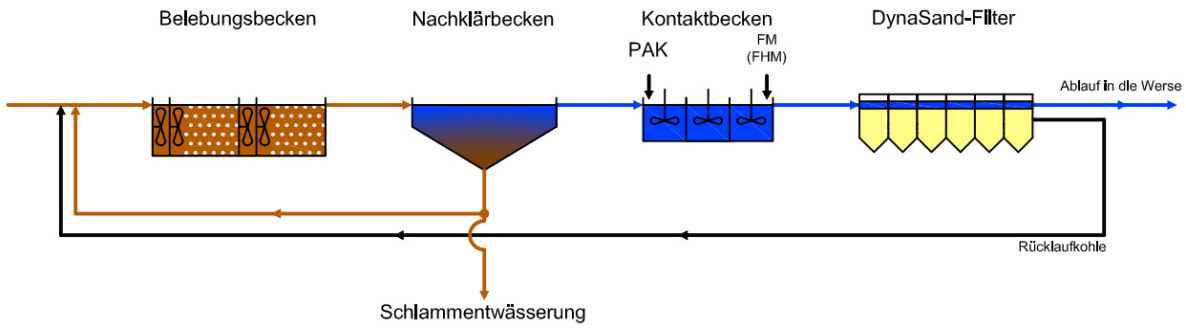


Abbildung 10.4: Fließschema der Variante 1.2

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

Zulauf

- Für die Becken: 558 m³/h
- Für Hebewerk und Filtration: max. 2.639 m³/h
- Für die Betriebsmittelkosten: 351 m³/h

Schneckenhebewerk

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 1.300 mm
- Fördervolumenstrom: Q_{max} = 460 l/s je Schnecke
- Förderhöhe: 2.000 mm

Kontaktbecken

- Kontaktzeit von 30 min bzw. 0,5 h
- Volumen: 558 m³/h · 0,5 h = 279 m³
    - gewähltes Volumen von 3 · 93 m³

DynaSand-Filter (laut Hersteller)

- 36 Filter
- Durchsatz: ca. 2.639 m³/h bei max. AFS 45 mg/l im Zulauf
    - AFS < 10 mg/l im Ablauf ohne Fällmittelzugabe
        - AFS < 5 mg/l im Ablauf bei Fällmittelzugabe
- Oberflächenbelastung: v ≤ 14,7 m/h
- Filterbetthöhe: 1,5 m
- Filterhöhe: 5,45 m
- Filterfläche pro Filter: 5 m² → 180 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. 32 - 49 m³/h (1,2 – 1,9 % bei maximalem Durchfluss von 2.639 m³/h)
- Maximale Spülabwassermenge: 108 - 162 m³/h (4,1 – 6,1 % bei maximalem Durchfluss von 2.639 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:

  - 42,1 kgPAK/d bzw. 15.356 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 10 mg/l:
  - 84,1 kgPAK/d bzw. 30.711 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 15 mg/l:
  - 126,2 kgPAK/d bzw. 46.067 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 20 mg/l:
  - 168,3 kgPAK/d bzw. 61.422 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:

- 15.243 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:

- 46.067 kgPAK/a → 92.134 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	948.300 €
2.	Gesamtsumme Maschinentechnik	1.185.000 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	222.500 €
	Summe netto	2.355.800 €
	Baunebenkosten 20 %	471.160 €
		2.826.960 €
	+ 19 % MwSt.	537.122 €
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 1.2	**3.364.082 €**

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.	1.354.172 €	1.692.180 €	317.730 €	**3.364.082 €**
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	69.090 €/a	141.754 €/a	37.247 €/a	**248.091 €/a**
Betriebsmittelkosten				
Komponente	***Menge/ Anzahl***	***Einheit***	***Kosten/ Einheit***	***Gesamtkosten***
Schneckenpumpwerk	32.575	kWh/a	0,226 €/kWh	7.362 €/a
Rührwerke	27.640	kWh/a	0,226 €/kWh	6.247 €/a
Pulveraktivkohle	46.067	kgPAK/a	1,70 €/kgPAK	78.313 €/a
PAK-Dosierstation	10.512	kWh/a	0,226 €/kWh	2.376 €/a
Fällmittel	15.243	kgFe/a	0,18 €/kgFe	2.744 €/a
Sandfilter	*Voraussichtliche Gesamtkosten*			31.836 €/a
Schlammkosten	92,13	t/a	62 €/t	5.666 €/a
Personalkosten	0,2	MA/a	50.000 €/MA	10.000 €/a
Summe Betriebskosten				**144.544 €/a**
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 1.2				**392.635 €/a**

10.3 Variante 1.3: PAK-Adsorption im Belebungsbecken

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

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

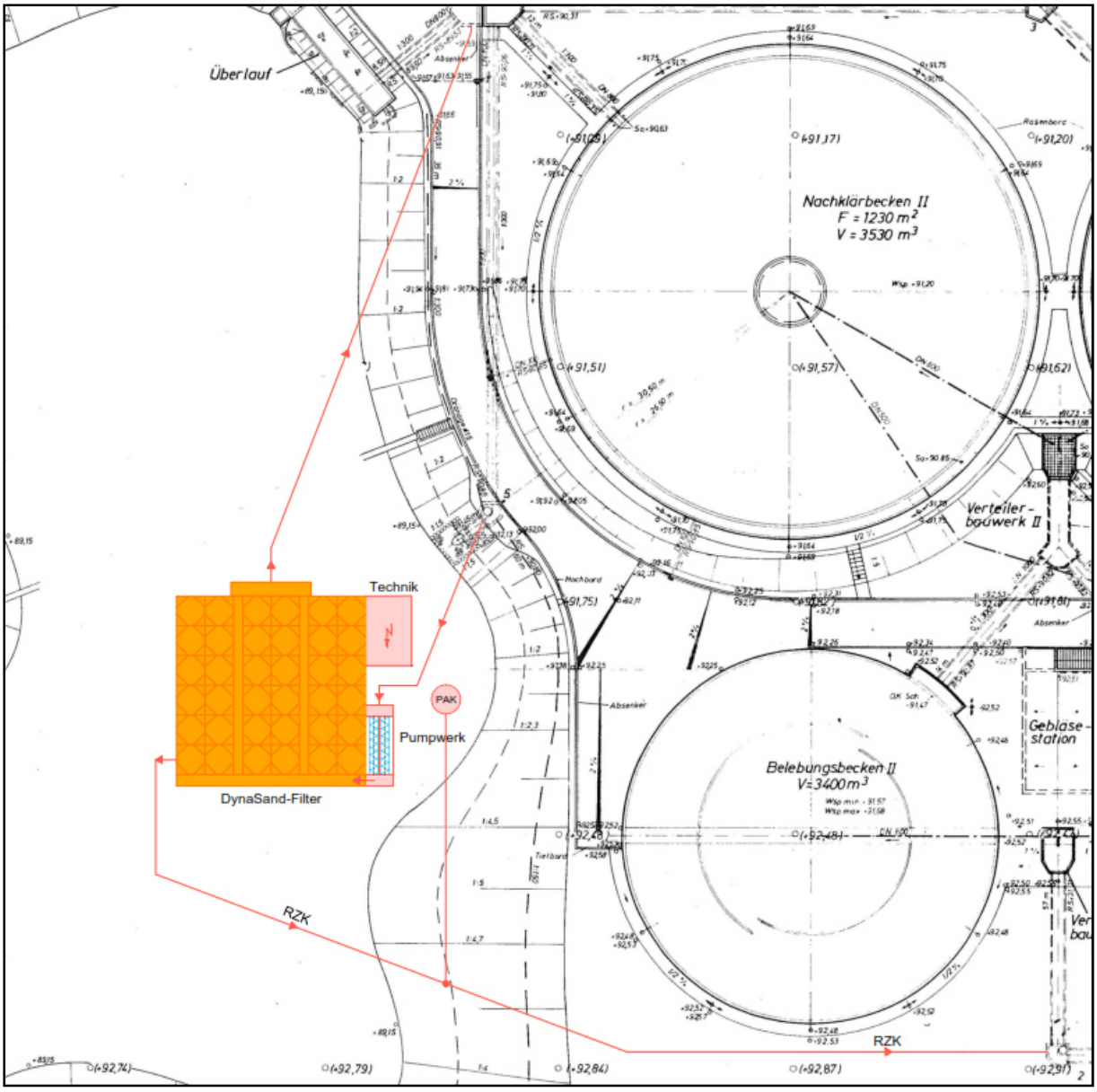


Abbildung 10.5: Mögliche Ausführungsform der Variante 1.3

Die pulverisierte Aktivkohle wird bei Variante 1.3 direkt in den Zulauf der bestehenden Belebungsbecken eingetragen. Wie in Kapitel 5.3.2.1 beschrieben, sollte mit der etwa doppelten Menge an PAK bei der direkten Dosierung in die Belebung 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, um unnötig lange Förderleitungen zu vermeiden.

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

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

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

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

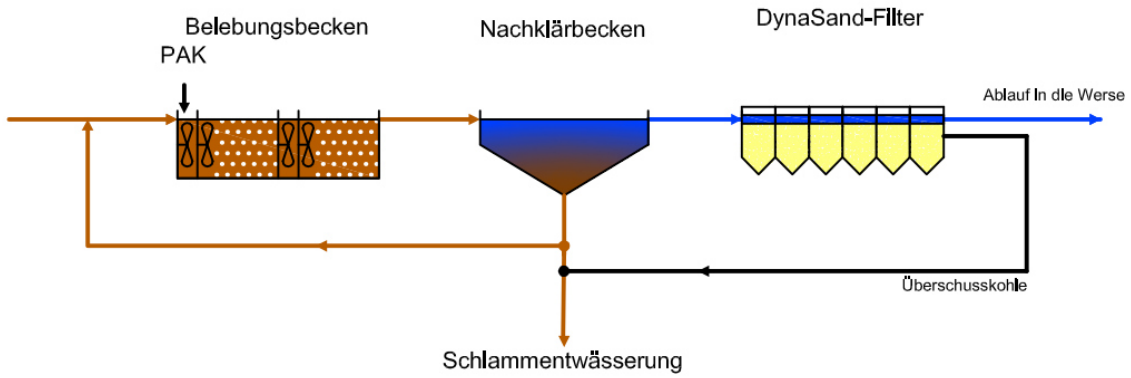


Abbildung 10.6: Fließschema der Variante 1.3

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

<u>Zulauf</u>

- Für die Becken: 558 m³/h
- Für Hebewerk und Filtration: max. 2.639 m³/h
- Für die Betriebsmittelkosten: 351 m³/h

<u>Schneckenhebewerk</u>

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 1.300 mm
- Fördervolumenstrom: Q_{max} = 460 l/s je Schnecke
- Förderhöhe: 2.000 mm

<u>DynaSand-Filter (laut Hersteller)</u>

- 36 Filter
- Durchsatz: ca. 2.639 m³/h bei max. AFS 45 mg/l im Zulauf
    - AFS < 10 mg/l im Ablauf ohne Fällmittelzugabe
        - AFS < 5 mg/l im Ablauf bei Fällmittelzugabe

- Oberflächenbelastung: v ≤ 14,7 m/h
- Filterbetthöhe: 1,5 m
- Filterhöhe: 5,45 m
- Filterfläche pro Filter: 5 m² → 180 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. 32 - 49 m³/h (1,2 – 1,9 % bei maximalem Durchfluss von 2.639 m³/h)
- Maximale Spülabwassermenge: 108 - 162 m³/h (4,1 – 6,1 % bei maximalem Durchfluss von 2.639 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:
  - 84,1 kgPAK/d bzw. 30.711 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 20 mg/l:
  - 168,3 kgPAK/d bzw. 61.422 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 30 mg/l:
  - 252,4 kgPAK/d bzw. 92.133 kgPAK/a
- PAK-Menge bei einer Konzentration von 40 mg/l:
  - 336,6 kgPAK/d bzw. 122.844 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:

- 15.243 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:

- 92.133 kgPAK/a → 184.266 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	775.168 €
2.	Gesamtsumme Maschinentechnik	1.146.000 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	202.500 €
	Summe netto	2.123.668 €
	Baunebenkosten 20 %	424.734 €
		2.548.401 €
	+ 19 % MwSt.	484.196 €
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 1.3	**3.032.597 €**

Die laufenden Kosten der Variante 1.3 werden inTabelle 10.6 ersichtlich.

Tabelle 10.6: Betriebskosten Variante 1.3

Kapitalgebundene Kosten				
Beschreibung	***Bautechnik***	***Maschinen-technik***	***EMSR***	***Summe***
Investitionskosten incl. Baunebenkosten incl. MwSt.	1.106.939 €	1.636.488 €	289.170 €	**3.032.597 €**
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	56.476 €/a	137.089 €/a	33.899 €/a	**227.464 €/a**
Betriebsmittelkosten				
Komponente	***Menge/ Anzahl***	***Einheit***	***Kosten/ Einheit***	***Gesamtkosten***
Schneckenpumpwerk	32.575	kWh/a	0,226 €/kWh	7.362 €/a
Pulveraktivkohle	92.133	kgPAK/a	1,70 €/kgPAK	156.627 €/a
PAK-Dosierstation	10.512	kWh/a	0,226 €/kWh	2.376 €/a
Fällmittel	15.243	kgFe/a	0,18 €/kgFe	2.744 €/a
Sandfilter	*Voraussichtliche Gesamtkosten*			31.836 €/a
Schlammkosten	184,27	t/a	62 €/t	11.332 €/a
Personalkosten	0,1	MA/a	50.000 €/MA	5.000 €/a
Summe Betriebskosten				**217.277 €/a**
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 1.3				**444.741 €/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. Wir haben uns bewusst für diese Maßnahme entschieden, 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, 2014b).

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 haben wir, anders als in Kapitel 5.3.1 vorgeschlagen, mit 6.000 anstatt 4.000 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 DynaSand-Filterbett 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 Werse.

Für den Fall, dass eine vorgeschaltete DynaSand-Filtration bei einer späteren Umsetzung nicht gewünscht wird, haben wir auch hierfür die Kosten ermittelt. Die Ersparnis bei den Investitionskosten würde sich auf etwa 1.900.000 €. Die laufenden Jahreskosten hingegen steigen etwa um 25.500 €/a. Dies hat den Grund, dass in diesem Fall wieder mit 4.000 BV gerechnet wurde, wodurch die Betriebskosten stark 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.

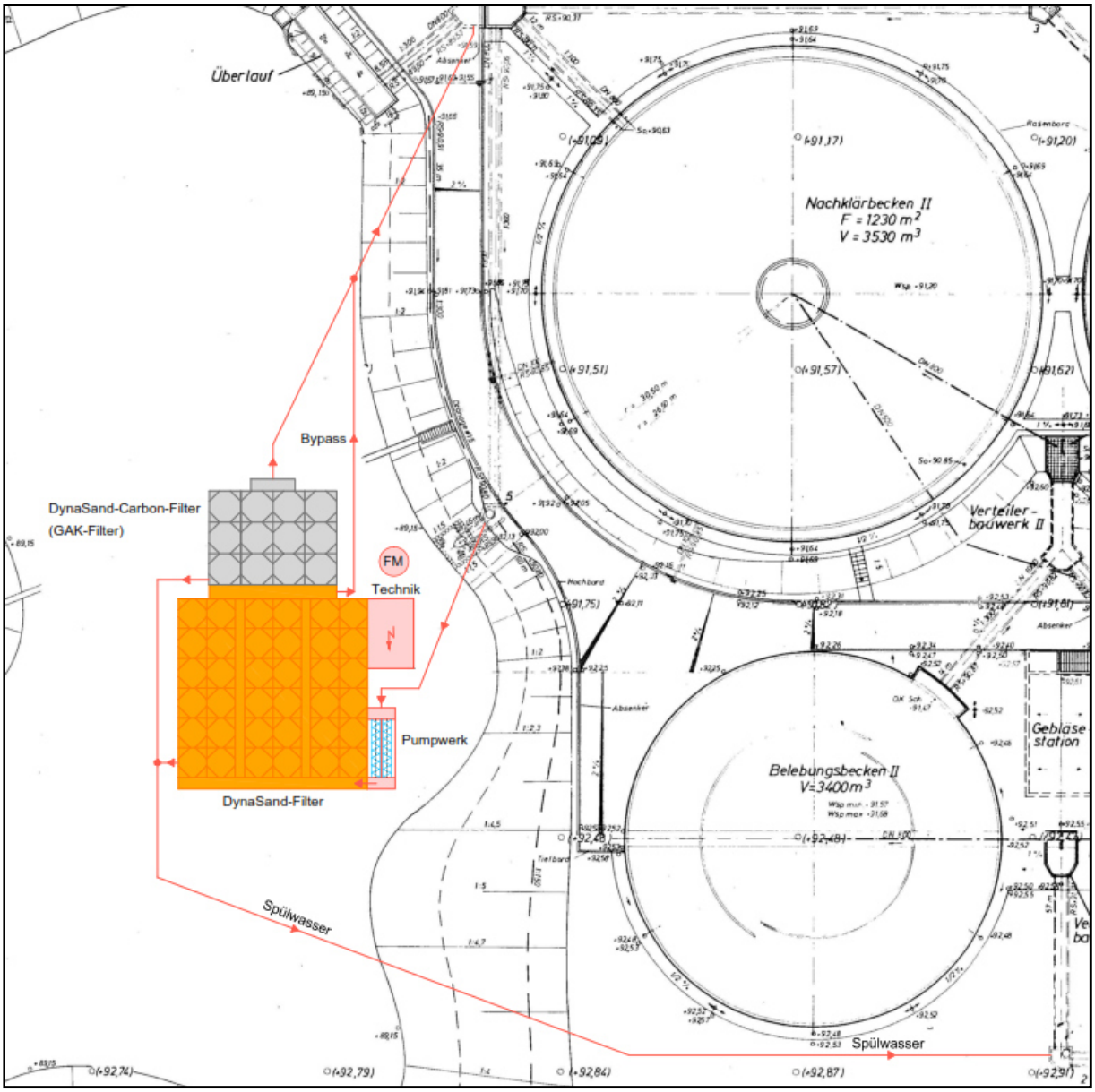


Abbildung 10.7: Mögliche Ausführungsform der Variante 2

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

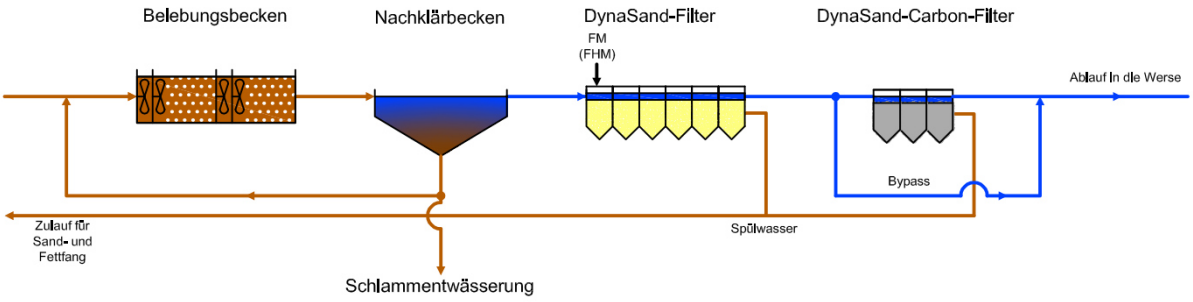


Abbildung 10.8: Fließschema der Variante 2

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

Zulauf

- Für Hebewerk und DynaSand-Filtration: max. 2.639 m³/h
- Für DynaCarbon-Filtration: ca. 558 m³/h
- Für die Betriebsmittelkosten: 351 m³/h

Schneckenhebewerk

- Zwei Schnecken
- Durchmesser: 1.300 mm
- Fördervolumenstrom: Q_{max} = 460 l/s je Schnecke
- Förderhöhe: 2.000 mm

DynaSand-Filter (laut Hersteller)

- 36 Filter
- Durchsatz: ca. 2.639 m³/h bei max. AFS 45 mg/l im Zulauf
    - AFS < 10 mg/l im Ablauf ohne Fällmittelzugabe
        - AFS < 5 mg/l im Ablauf bei Fällmittelzugabe
- Oberflächenbelastung: v ≤ 14,7 m/h
- Filterbetthöhe: 1,5 m
- Filterhöhe: 5,45 m
- Filterfläche pro Filter: 5 m² → 180 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. 32 - 49 m³/h (1,2 – 1,9 % bei maximalem Durchfluss von 2.639 m³/h)
- Maximale Spülabwassermenge: 108 - 162 m³/h (4,1 – 6,1 % bei maximalem Durchfluss von 2.639 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)

- Zwölf Filter
- Durchsatz: max. 558 m³/h bei max. AFS 10 mg/l im Zulauf
    - AFS 5 - 10 mg/l im Ablauf ohne Fällmittelzugabe
- Oberflächenbelastung: < 9,3 m/h
- Filterbetthöhe: 2 m
- Filterhöhe: 5,95 m

- Filterfläche pro Filter: 5 m² → 60 m² Gesamtfläche

Es folgt eine Spülwasserannahme:

- Mittlere Spülabwassermenge: ca. 6 - 12 m³/h (1,2 – 2,2 % bei maximalem Durchfluss von 558 m³/h)
- Maximale Spülabwassermenge: ca. 12 - 24 m³/h (2,2 – 4,3 % bei maximalem Durchfluss von 558 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 9.500 durchgesetzten Bettvolumina:
  - 161.637 kgGAK/a
- GAK-Menge bei angenommenen 6.000 durchgesetzten Bettvolumina:
  - 255.926 kgGAK/a
- GAK-Menge bei angenommenen 2.500 durchgesetzten Bettvolumina:
  - 614.222 kgGAK/a
- Es folgt die Berechnung der jährlich benötigten Filterbettwechsel bei 6.000 BV:

$$x = \frac{365\ d/a \cdot 8.414\ m^3/d}{6.000\ m^3/m^3 \cdot 156\ m^3} = 3{,}3 \text{ Wechsel/a}$$

Pro Jahr sind also 3,3 Wechsel der granulierten Aktivkohle nötig. Demnach müsste das gesamte Filterbett mit einem Volumen von 173 m³ etwa alle 111 Tage gewechselt werden.

Daten zur Fällmitteldosierung

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

- 15.243 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 zusätzlichen Schlammanfall:

- 46.064 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	991.428 €
2.	Gesamtsumme Maschinentechnik	1.154.000 €
3.	Gesamtsumme EMSR-Technik	217.500 €
	Summe netto	2.362.928 €
	Baunebenkosten 20 %	472.586 €
		2.835.514 €
	+ 19 % MwSt.	538.748 €
	Gesamtsumme Investitionskosten Variante 2	**3.374.262 €**

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.	1.415.760 €	1.647.912 €	310.590 €	**3.374.262 €**
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	72.232 €/a	138.046 €/a	36.410 €/a	**246.688 €/a**
Betriebsmittelkosten				
Komponente	***Menge/ Anzahl***	***Einheit***	***Kosten/ Einheit***	***Gesamtkosten***
Schneckenpumpwerk	32.575	kWh/a	0,226 €/kWh	7.362 €/a
Granulierte Aktivkohle	255.926	kgGAK/a	1,50 €/kgGAK	383.889 €/a
GAK- und Sandfilter	*Voraussichtliche Gesamtkosten*			43.236 €/a
Fällmittel	15.243	kgFe/a	0,18 €/kgFe	2.744 €/a
Schlammkosten	46,07	t/a	62 €/t	2.833 €/a
Personalkosten	0,2	MA/a	50.000 €/MA	10.000 €/a
Summe Betriebskosten				**450.064 €/a**
Gesamtsumme: Laufenden Kosten der Variante 2				**696.752 €/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 3.032.597 €. Die teuerste Variante ist die Variante 1.1 mit 3.973.307 €.

Bei den laufenden Kosten ist die Variante 1.2 die günstigste Variante mit 392.635 €/a. Die teuerste Variante ist hingegen die Variante 2. Mit 696.752 €/a liegt diese weit über den laufenden Kosten der zweitteuersten Variante 1.3. Grund dafür sind die beträchtlichen Betriebsmittelkosten. Bei den veranschlagten durchgesetzten Bettvolumina ergeben sich sehr hohe Bedarfskosten für die granulierte Aktivkohle.

Zusätzlich wird in Tabelle 10.9 auf die Energiekosten der unterschiedlichen Verfahren eingegangen. Berechnet wurden diese mit den Kosten von 22,6 Cent/kWh, den die Kläranlage Beckum zahlt (Stand Juni 2015). Der Energiebedarf der Variante 1.1 ist am größten. Mit etwa 105.000 kWh/a wird hier fast doppelt so viel Energie verbraucht, wie es in Variante 1.3 veranschlagt wird.

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 Fördermittel und Abwasserabgabereduktionen

Kosten	**Variante 1.1**	**Variante 1.2**	**Variante 1.3**	**Variante 2**
Investitionskosten	**3.973.307 €**	**3.364.082 €**	**3.032.597 €**	**3.374.262 €**
Laufende Jahreskosten	**431.210 €/a**	**392.635 €/a**	**444.741 €/a**	**696.752 €/a**
davon Betriebskosten	*147.810 €/a*	*144.544 €/a*	*217.277 €/a*	*450.064 €/a*
davon Energiekosten	*23.979 €/a*	*20.713 €/a*	*14.466 €/a*	*13.666 €/a*
Spezifische Kosten *	0,250 €/m³	0,228 €/m³	0,258 €/m³	0,405 €/m³
Spezifische Kosten **	0,177 €/m³	0,161 €/m³	0,182 €/m³	0,285 €/m³
Spezifische Kosten ***	0,113 €/m³	0,103 €/m³	0,117 €/m³	0,183 €/m³
* Bezogen auf die Frischwassermenge von:			1.722.333 m³/a	
** Bezogen auf die Jahresschmutzwassermenge von:			2.442.304 m³/a	
*** Bezogen auf die Jahresabwassermenge von:			3.810.721 m³/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 Kostenannahmen aus Studien und Literatur genannt. Bei den gezeigten spezifischen Kostenspannen ist nicht aufgeführt, wie diese Kosten kalkuliert wurden.

Bei der Berechnung der spezifischen Kosten können viele Parameter Einfluss nehmen. Bei den aufgeführten spezifischen Kosten wird als Bezugsgröße die Frischwassermenge, die Jahresschmutzwassermenge oder die Jahresabwassermenge genannt. Wie in Tabelle 10.9 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.

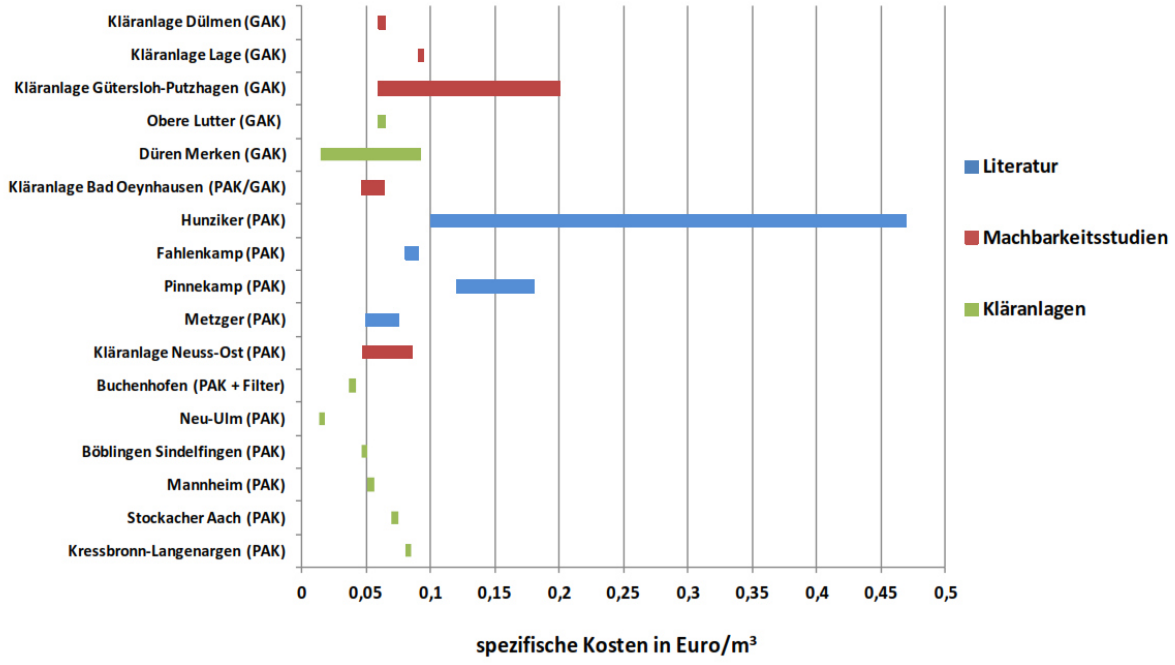


Abbildung 10.9: Vergleich der verschiedenen Kostenangaben aus Literatur und Praxis für Adsorptionsverfahren (Günthert et al., 2013)

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 Bezugsgrö-

ße „Schmutzwasser“ gewählt und werden die Ersparnisse durch Abwasserabgabereduktion 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).

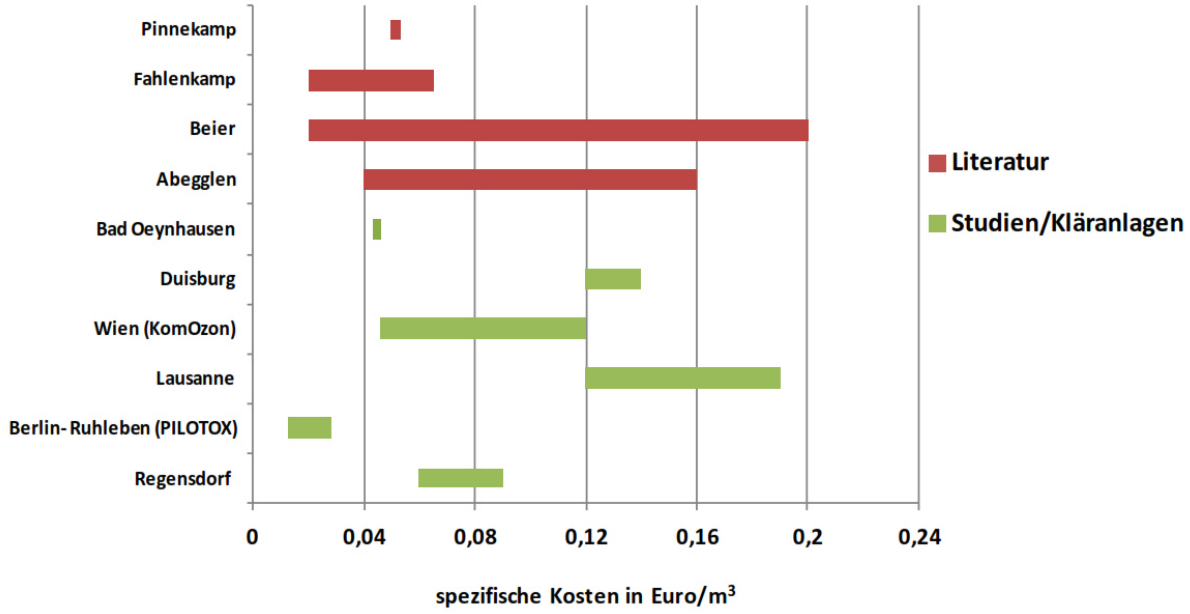


Abbildung 10.10: Kostenangaben für Ozonung (Günthert et al., 2013)

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

10.6 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 10.10 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 Beckum 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.

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

Tabelle 10.10: Betriebskostenannahme bei unterschiedlichen Betriebsmittelkosten

		Variante 1.1	Variante 1.2	Variante 1.3	Variante 2
	durchschnittliche Betriebskosten pro Jahr	***147.810 €***	***144.544 €***	***217.277 €***	***450.064 €***
	Annahme				
1.	c(PAK) = 5mg/l bzw. 9.500 BV	95.601 €	92.335 €	112.859 €	308.631 €
2.	c(PAK) = 20mg/l bzw. 2.500 BV	173.915 €	170.648 €	269.485 €	987.508 €
3.	1,20 €/kgPAK bzw. 1 €/kg	124.777 €	121.510 €	171.210 €	322.101 €
4.	2,20 €/kgPAK bzw. 2 €/kg	170.844 €	167.577 €	263.343 €	578.027 €
5.	17,5 Cent/kWh	142.399 €	139.870 €	214.632 €	446.980 €
6.	27,5 Cent/kWh	153.009 €	149.035 €	219.817 €	453.027 €
7.	Minimale Betriebskosten	82.512 €	79.983 €	94.859 €	224.728 €
8.	Maximale Betriebskosten	209.825 €	205.850 €	333.448 €	1.297.582 €
9.	Minimale Jahreskosten *	365.912 €	328.074 €	322.323 €	471.417 €
10.	Maximale Jahreskosten *	493.225 €	453.941 €	560.912 €	1.544.270 €
* Bei einem Zinssatz von 3% und folgenden Zinszeiträumen:			30 Jahre für Bautechnik 15 Jahre für Maschinentechnik 10 Jahre für EMSR-Technik		

11 Verfahrensempfehlung

Da man bei allen vorgeschlagenen Varianten etwa von einer gleichen Eliminationsrate auf Mikroschadstoffe ausgehen kann, werden die Varianten bei einer ersten Gegenüberstellung monetär miteinander verglichen. Es wird deutlich, dass die Varianten der PAK-Adsorption näher betrachtet werden sollten. Die Variante 2 (GAK-Adsorption) wird aufgrund der verhältnismäßig hohen Betriebskosten 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 lassen den Entschluss zu, dass Variante 1.3 nicht weiter betrachtet wird.

Nun liegen die Investitionskosten der Variante 1.2 etwa 600.000 € unter denen der Variante 1.1. Bei den Jahreskosten ergibt sich ein Kostenvorteil der Variante 1.2 gegenüber der Variante 1.1 von etwa 40.000 €/a.

Für die Umsetzung einer vierten Reinigungsstufe empfehlen wir letztlich die **Variante 1.2**. 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 ausgelegten Endfiltrationen für eine erhöhte Feststofffracht ausgelegt sind und somit für eine effektive PAK-Abscheidung ausreichen. Wir empfehlen jedoch bei der Planung dieser Variante 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 Sandfilter 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.

12 Zielsetzung

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

Die Ergebnisse der Machbarkeitsstudie werden dem Betriebsausschuss der Gemeinde vorgestellt. Die weitere Vorgehensweise wird anschließend in den politischen Gremien diskutiert. Wird 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.

13 Zusammenfassung

Die örtlichen Umstände und die Erkenntnisse aus der Machbarkeitsstudie zur Elimination anthropogener Mikroschadstoffen lassen den Entschluss zu, dass der Ausbau um eine vierte Reinigungsstufe zur Mikroschadstoffelimination für die Kläranlage Beckum sinnvoll und umsetzbar ist.

Im Rahmen der Studie wurde zunächst das Projekt kurz beschrieben. Nach der Vorstellung der Kläranlage Beckum wurde detailliert auf die Definition der Mikroschadstoffe eingegangen. Es ist deutlich geworden, dass nicht nur die in der WRRL 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.

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

Nach den Membranverfahren wurde näher auf die Ozonung eingegangen. Es fand eine Beurteilung möglicher Verfahrenskombinationen statt. Für die Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe ergeben sich die meisten Vorteile durch eine Ozonung mit nachgeschalteter biologisch intensivierter Sandfiltration. Hierdurch besteht die Möglichkeit das ozonbehandelte Abwas-

ser 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 und die Adsorption mittels Pulveraktivkohle. 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. Es stellte sich heraus, 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 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. Einige der bemessenen Mikroschadstoffe wiesen sehr hohe Ablaufkonzentrationen auf. Im Vergleich mit den in der D4-Liste genannten Konzentrationen lagen 13 der gemessenen 24 Stoffe teilweise deutlich über dem angewandten Bewertungsmaßstab.

Im Vergleich zu anderen Kläranlagenabläufen waren besonders auffällig das Halogenid Bromid, das Schmerzmittel Diclofenac, das Antibiotikum Sulfamethoxazol, sowie die Kontrastmittel Amidotrizoesäure und Iopromid. Da Bromid in einer 4. Reinigungsstufe in Form einer Ozonungsstufe mit Ozon zu dem kanzerogen wirkenden Oxidationsprodukt Bromat reagiert, wurde im weiteren Verlauf der Studie von einer Ozonungsstufe abgeraten.

Zusammenfassend verdeutlichen die Analyseergebnisse der gemessenen 24 Stoffe, dass die herkömmlichen Reinigungsstufen der Kläranlage Beckum nicht ausreichen, um Mikroschadstoffe zu eliminieren.

Hinsichtlich der Mikroschadstoffe kann über eine weitergehende Reinigungsstufe nachgedacht werden. Außerdem wird angestrebt die Zielwerte der WRRL 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 drei Alternativen vorgeschlagen, mit denen die zukünftig verschärften Einleitevoraussetzungen für die allgemeinen Ablaufparameter möglicherweise eingehalten werden können, um daraufhin mögliche Reinigungsverfahren zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Beckum vorzustellen.

Im Rahmen der Studie wurden nun 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 Machbarkeits-, sowie Wirtschaftlichkeitsanalyse der unterschiedlichen Varianten ergab, dass die Varianten 1.2 eine optimale Lösung für die Umsetzung einer vierten Reinigungsstufe darstellt.

Auf Basis der Machbarkeitsstudie wird empfohlen, eine PAK-Adsorption mit anschließender Endfiltration in Form der DynaSand-Filtration zu realisieren (Variante 1.2).

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.

14 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. Juni 2009, 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

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

Bolle, F.-W. (2011) Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Phase I, RWTH Aachen, Aachen

Böhler, M., Wittmer, A., Heisele, A., Wohlhausser, 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 (2015) Elektronisches Wasserwirtschaftliches Verbundsystem. http://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/map-index.jsf?cid=1785, besucht im März 2015

ELWAS-WEB (2016) Elektronisches Wasserwirtschaftliches Verbundsystem. http://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf#, besucht im Februar 2016

EU-Koordinationsbüro des deutschen Naturschutzrings (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

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 (2015) Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Stand 20.03.2015, 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

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.projectbluesea.de/media/ files/downloads/Micro-Beads.pdf, besucht am 27. Februar 2014

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

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

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

TIM-ONLINE (2015) Topografisches Informationsmanagementsystem für Nordrhein-Westfalen. http://www.tim-online.nrw.de/tim-online/nutzung/index.html, besucht im Juni 2015

Türk, J. (2013) Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP9). Institut für Energie- und Umwelttechnik e. V. (IUTA), Duisburg

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