



PFI Planungsgemeinschaft GbR
Hannover

Städtische Betriebe Minden

Abscheidung von Mikroschadstoffen auf der KA Minden

Machbarkeitsstudie

November 2013

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung und Zielsetzung	1
2	Kurzbeschreibung der bestehenden Abwasserreinigung	3
2.1	Gesamtanlage	3
2.2	Flockungsfiltration	4
2.3	Leistungsdaten Flockungsfiltration	7
3	Mikroschadstoffe	12
3.1	Allgemeines	12
3.2	Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften	13
3.3	Umgang mit Mikroschadstoffen	13
3.4	Gesetzliche Vorgaben	14
3.4.1	EU-Wasserrahmenrichtlinie	15
3.4.2	Schweizer Liste der Mikroverunreinigungen	15
4	Verfahren zur Elimination von Mikroschadstoffen	17
4.1	Verfahrensüberblick	17
4.2	Pulveraktivkohle	20
4.2.1	Aktivkohleeigenschaften	20
4.2.2	Verfahrenstechnische Integrationsmöglichkeiten	22
4.2.3	Kenndaten Pulveraktivkohledosierung	25
4.2.4	Eliminationsleistung und PAK-Dosierung	25
4.2.5	Rückwirkung auf den Abwasserbehandlungsprozess	26
4.2.6	Umgesetzte Anlagen	27
4.3	Aktivkohlefiltration	27
4.3.1	Merkmale Kornaktivkohle	29
4.3.2	Verfahrenstechnische Integration	30
4.3.3	Kenndaten der Aktivkohlefiltration	30
4.3.4	Eliminationsleistung und Filterstandzeiten	31
4.3.5	Umgesetzte Anlagen	32
4.4	Ozoneinsatz	32
4.4.1	Eigenschaften von Ozon	32
4.4.2	Ozonherstellung und Eintrag	35
4.4.3	Verfahrenstechnische Integrationsmöglichkeiten	36
4.4.4	Kenndaten Abwasser ozonung	37
4.4.5	Eliminationsleistung und Ozondosierung	38

4.4.6	Umgesetzte Anlagen	39
5	Betrachtete Verfahrensvarianten	41
5.1	Bemessungsgrundlagen und Ziele.....	41
5.2	Variante 1: Kornaktivkohlefiltration.....	43
5.3	Variante 2: Pulveraktivkohledosierung mit Rückführung vor Flockungsfiltration	45
5.4	Variante 3: Ozonung vor Flockungsfiltration	46
6	Kostenbetrachtung	49
6.1	Investitionskosten	50
6.2	Betriebskosten.....	50
6.3	Gesamtkosten	51
6.4	Sensitivitätsbetrachtung.....	53
7	Fördermöglichkeiten.....	56
7.1	NRW-Förderrichtlinie Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung.....	56
7.2	EFRE-Fördermittel	57
7.3	Verrechnung mit der Abwasserabgabe.....	57
8	Zusammenfassung und Empfehlungen für die weitere Vorgehensweise ...	59

1 Veranlassung und Zielsetzung

Die Wirkung von Mikroschadstoffen wie beispielsweise den Rückständen von Arzneimitteln wird in der Fachwelt seit einigen Jahren untersucht. Aufgrund der Schädlichkeit für Mensch und Umwelt wird die Entfernung auch von staatlicher Seite zunehmend empfohlen und die Errichtung entsprechender Anlagen gefördert. Eine verbindliche Notwendigkeit zur Entfernung der Mikroschadstoffe besteht derzeit noch nicht. In verschiedenen Forschungs- und Demonstrationsvorhaben sind die Technologien zur Entfernung von Mikroschadstoffen untersucht worden. Dabei haben sich die Behandlung mit Aktivkohle sowie Ozon als die zielführendsten Verfahren herausgestellt, manchmal auch in Kombination beider Verfahren.

Im Januar 2013 veröffentlichte das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen den Abschlussbericht „Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser“. Die Analyse verdeutlicht einen breiten Handlungsbedarf zur Verbesserung der Gewässerqualität in der Weser und in sämtlichen Flusseinzugsgebieten.

Im Rahmen der Machbarkeitsstudie soll überprüft werden, welche Technologie aus technischer wie wirtschaftlicher Sicht am sinnvollsten auf der Kläranlage Minden eingesetzt werden könnte. Diesbezüglich ist vor allem die vorhandene Flockungsfiltration zu berücksichtigen, da sie sich als Verfahrensstufe in Kombination mit Aktivkohle anbietet. Hierbei sollen folgende Schwerpunkte bearbeitet werden:

- Erfassung und Bewertung der derzeitigen abwassertechnischen Situation auf der Kläranlage Minden
- Darstellung und Bewertung der Verfahren zur Elimination von Mikroschadstoffen
- Auswahl von Verfahren, die sich unter den Rahmenbedingungen der Kläranlage Minden besonders eignen

-
- Darstellung der Integration einer Mikroschadstoffentfernung in die vorhandene Prozessstruktur der Kläranlage und betriebliche Auswirkungen
 - Abschätzung der Investitionen und der Betriebskosten für die ausgewählten Verfahren
 - Bewertung der Auswirkungen der Mikroschadstoffentfernung auf die Qualität des Klärschlammes im Hinblick auf eine landwirtschaftliche Verwertung
 - Untersuchung der Förderungsmöglichkeiten einer Mikroschadstoffentfernung
 - Wirtschaftliche und technische Bewertung der ausgewählten Verfahren
 - Auswahl eines Vorzugsverfahrens nach technischen wie wirtschaftlichen Kriterien unter besonderer Berücksichtigung der örtlichen Rahmenbedingungen, der Klärschlammqualität und der Förderungsmöglichkeiten
 - Zusammenfassende Empfehlungen für die weitere Vorgehensweise

2 Kurzbeschreibung der bestehenden Abwasserreinigung

2.1 Gesamtanlage

Im Klärwerk Minden-Leteln werden die kommunalen Abwässer der Städte Minden, Petershagen und der angrenzenden Teile von Porta Westfalica und Bückeburg sowie Abwässer mehrerer Industriebetriebe mit einer ursprünglichen Ausbaugröße von 260.000 EW behandelt.

Die Kläranlage ist mit einer mechanischen Reinigungsstufe, einer aeroben biologischen und weitergehenden biologischen Abwasserreinigung und einer Flockungsfiltration ausgestattet. Die Reinigung des Abwassers an diesem Standort erfolgt seit 1980, die Erweiterung auf die dritte biologische Reinigungsstufe im Jahre 1993 wurde auf eine Belastung von 240.000 EW bemessen. Aktuell ist die Anlage im Mittel mit ca. 200.000 EW belastet.



Abbildung 1: Luftbild Kläranlage Minden

Die Abwasserreinigung wird ergänzt durch die Verfahrensstufen Schlammbehandlung und Gasverwertung. Der in der biologischen Reinigungsstufe anfallende Überschussschlamm wird seit 2010 maschinell mit einem Siebband ein-

gedickt und anschließend zusammen mit dem Primärschlamm aus der Vorklä- rung in zwei hintereinandergeschalteten Faultürmen mesophil stabilisiert. Das bei der Stabilisierung entstehende Klärgas wird in vier 252 kW- Blockheizkraftwerk (BHKW)-Modulen zur thermisch-elektrischen Eigenener- gieerzeugung verwertet. Der stabilisierte Faulschlamm wird in einer 2012 er- richteten Bucherpressenanlage entwässert und anschließend landwirtschaft- lich entsorgt.

2.2 Flockungsfiltration

Da das Klärwerk Minden schon über eine der Nachklärung nachgeschaltete vierte Reinigungsstufe, eine Flockungsfiltration verfügt, bietet sich die Nutzung der bestehenden Anlagentechnik z.B. durch Umrüstung der Filtration in eine Aktivkohlefilterstufe an, wie dies z.B. an anderen Standorten in Nordrhein- Westfalen (Gütersloh, Düren-Merken) realisiert wurde.

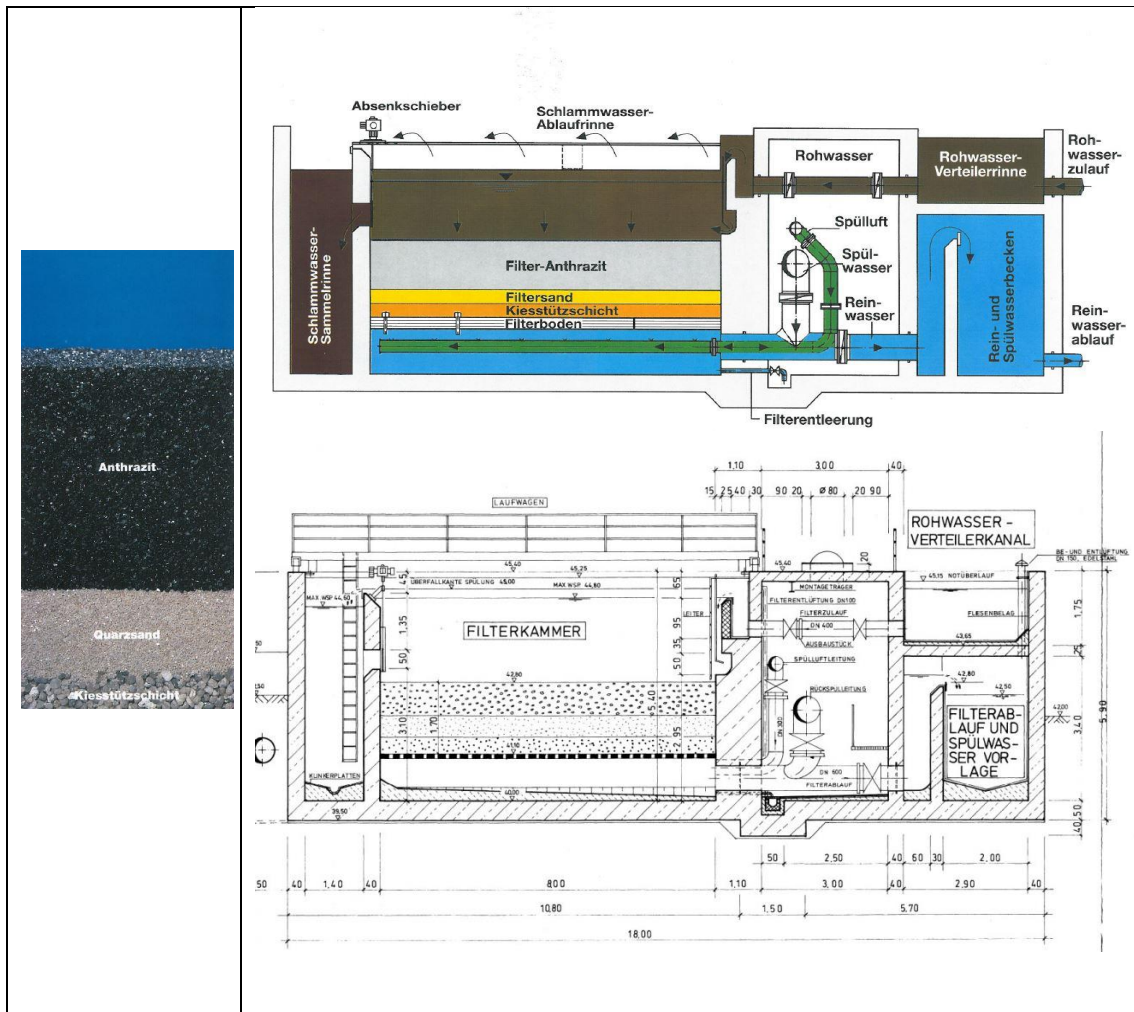


Abbildung 2: Luftbild Flockungsfiltration



Abbildung 3: Flockungsfiltration Minden, abwärtsdurchströmte Filterkammern

Die in den Abbildungen 2 und 3 dargestellte Flockungsfiltration des Klärwerks Minden besteht aus 10 parallel von oben nach unten durchflossenen Filterkammern. Die Abbildungen 4a-c zeigen den Filteraufbau, von unten nach oben bestehend aus einem Düsenboden mit Kiesstützschicht, den eigentlichen Filtrationsschichten Quarzsand und Anthrazit und dem darüber liegenden Filterüberstand. Die Filterfüllung hatte zur Inbetriebnahme eine Höhe von ca. 1,4-2,0 m, bei einem etwa gleich großen Filterüberstand. Die Filtrationsfläche je Kammer von 34 m² (8x4,25 m) ergibt ein aktives Filtervolumen von knapp 60 m³ je Kammer (1,7 m Filterhöhe) bzw. insgesamt 600 m³. Der Filterboden ist mit Filterdüsen (80 Düsen/m² gemäß DWA-Empfehlung) ausgerüstet, über die im Normalbetrieb das filtrierte Abwasser abfließt bzw. während der ca. täglich je Kammer stattfindenden Filterspülung Spülwasser und Druckluft im Gegenstrom den Filter durchströmen.



Abbildungen 4a-c: Aufbau Flockungsfiltration Klärwerk Minden

Das während der Rückspülung über die hintere Überlaufkante in den Schlammwasserspeicher geförderte Spülwasser wird über eine erdverlegte Leitung in den Kläranlagenzulauf zurückgeführt. Die anfänglich noch zur Beschleunigung der Spülung genutzten Absenkschieber der Filterkammern werden mittlerweile nicht mehr eingesetzt, um einen Verlust des Filtermaterials zu verhindern. Die Rückspülzyklen der Filterkammern werden über eine Füllstandsmessung gesteuert bzw. zeitlich mindestens einmal täglich eingeleitet. Da mit zunehmendem Beladungszustand der Filter der Durchflusswiderstand zunimmt, ist die Wasserstandshöhe im Filter ein guter Indikator für den Rückspülbedarf.

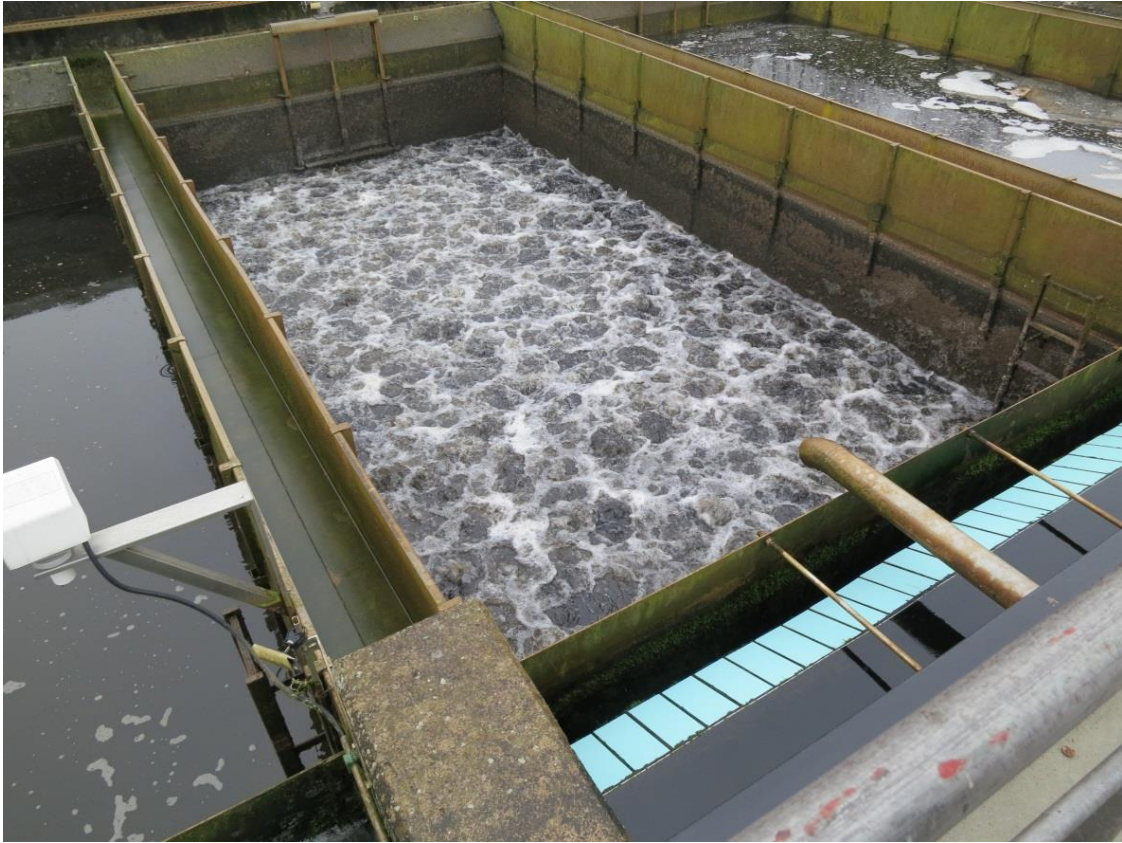


Abbildung 5: Flockungsfiltration, Filter in Rückspülung mit Luft

Die Abwasserfiltration im Klärwerk Minden ist dabei als Flockungsfiltration ausgeführt, d.h. im Zulauf der Filterkammern kann Fällungsmittel (FeCl_3) zu dosiert werden, um gelöste Phosphorverbindungen in Feststoffe zu überführen, die dann im Filterbett zurückgehalten werden können.

2.3 Leistungsdaten Flockungsfiltration

Die Dimensionierungsdaten der Flockungsfiltration sind in der folgenden Tabelle zusammengefasst.

Tabelle 1: Bemessungsgrundlagen 4. Reinigungsstufe

Filtergeschwindigkeit	Trockenwetter	5-7 [m ³ /(m ² /h)]
	Regenwetter (max.)	12-15 [m ³ /(m ² /h)]
Schichthöhe	Gesamt	1,4-2,0 [m]
	Obere Schicht	1,0-2,0 [m]
	Untere Schicht	0,4-0,6 [m]
Korngröße	Obere Schicht	1,5-3,0 [mm]
	Untere Schicht	0,4-0,6 [mm]
Filterlaufzeit		1-2 [Tage]
Spülwasserbedarf		6,5-7,5 [m ³ /m ²]
Spez. Beladung		2-3 [kg TS/m ²]
Filtrationsdruck		< 2,0 [m WS]

Der tatsächliche Zufluss zur Flockungsfiltration auf der Basis von Stundenwerten (2012) ist als Jahrgang und als idealisierter (gemittelter) Tagesgang in den Abbildungen 6 und 7 dargestellt.

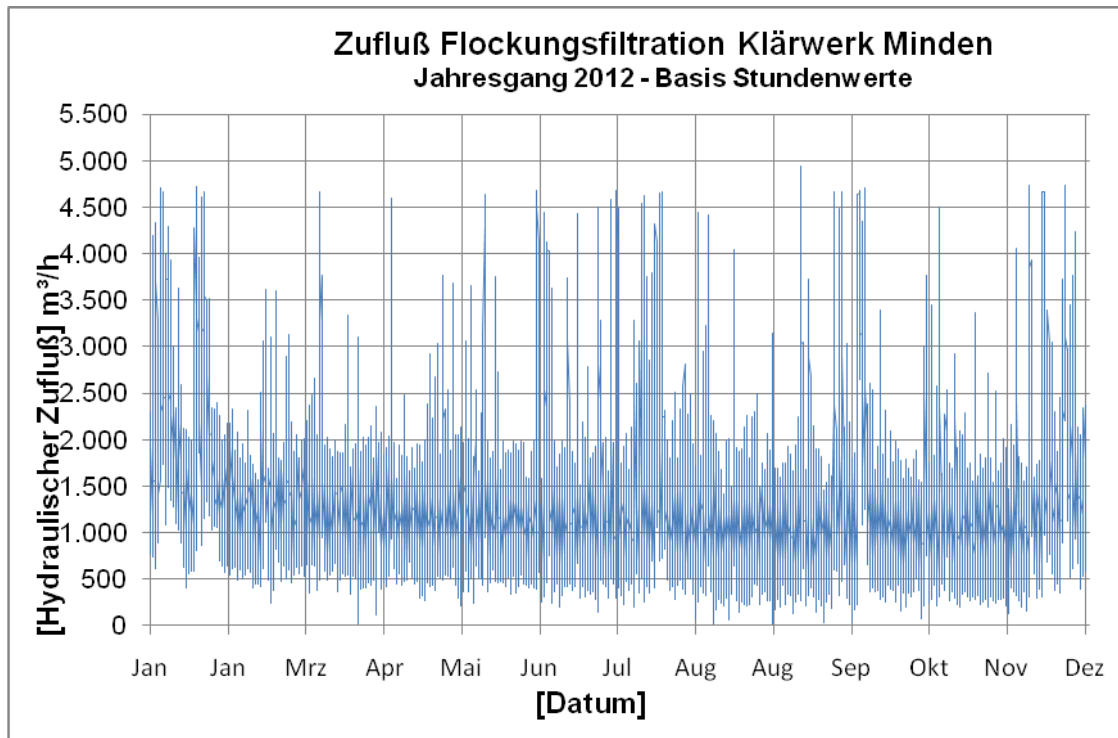


Abbildung 6: Zufluss Flockungsfiltration (Jahrgang 2012)

Es wird deutlich, dass sich die typischen Zuflüsse im Bereich zwischen 500 m³/h (frühe Morgenstunden) bis hin zu 2.000 m³/h (Mittagsspitze) bewegen, bei einem mittleren Zufluss von 1.350 m³/h. Regenwetterspitzen können dabei bis zu knapp 5.000 m³/h betragen.

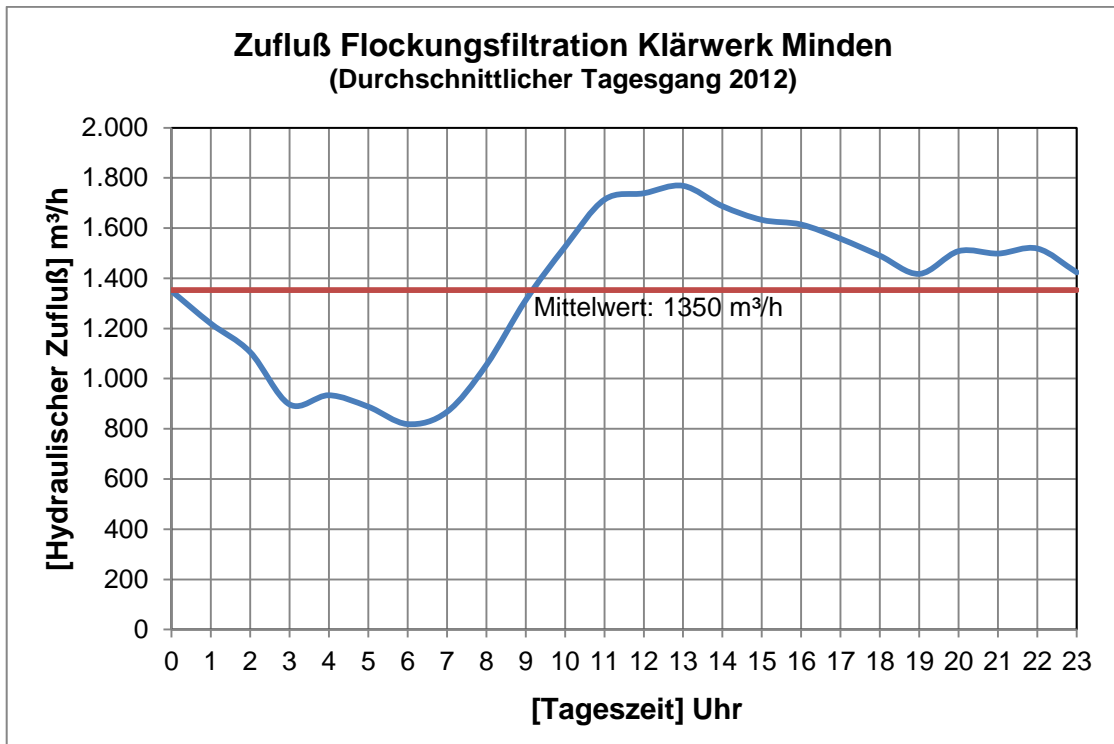


Abbildung 7: Durchschnittlicher Tagesgang Zufluss Flockungsfiltration

Neben der hydraulischen Belastung des Filters sind die Zulaufbelastung und die Reinigungsleistung des Filters wichtig. Auf dem Klärwerk Minden werden u.a. die Parameter TOC und Gesamt-P gemessen. Wie die Abbildung 8 zeigt, ist die Reinigungsleistung bezüglich der genannten Parameter eher niedrig, allerdings werden Tagesspitzen überproportional stark reduziert. Vor allem die Phosphatzuläufe aus der Nachklärung liegen auf einem sehr niedrigen Niveau.

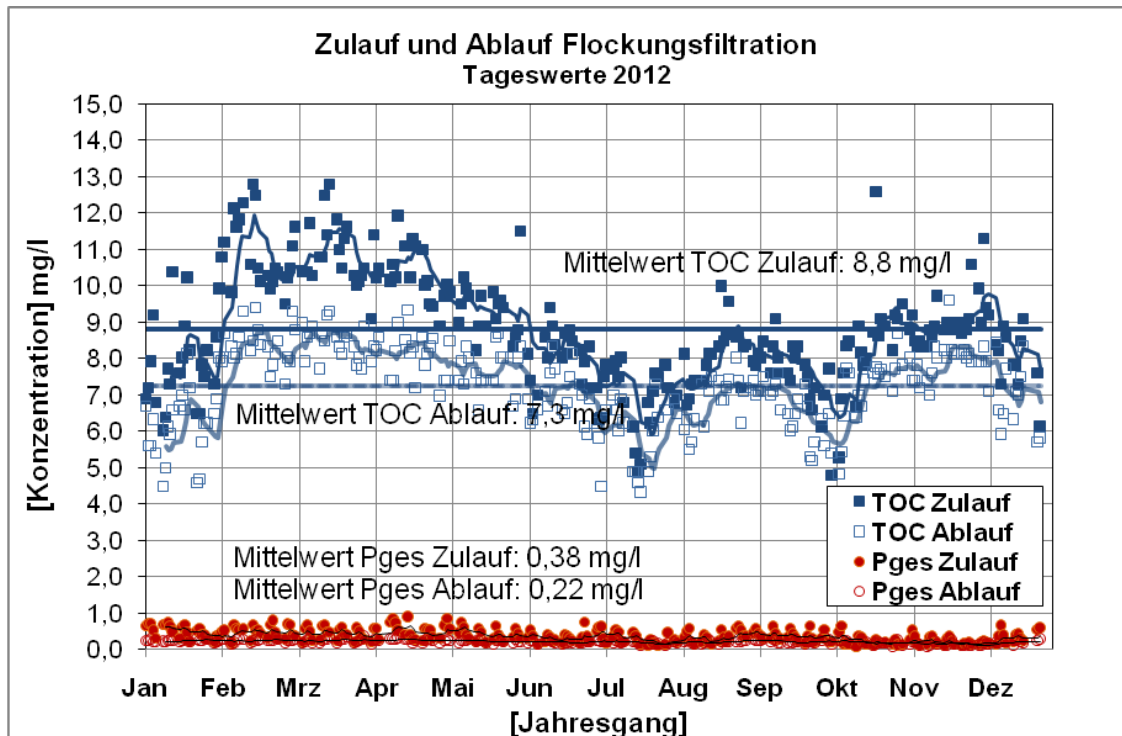


Abbildung 8: Reinigungsleistung Flockungsfiltration (TOC/P-Gesamt)

Da für die Standzeiten einer potenziellen Kornaktivkohlefiltration vor allem die CSB-Fracht entscheidend ist bzw. dieser Parameter in den bekannten großtechnischen Umsetzungen als Indikator der organischen Zulauffracht dient und die CSB-Ablauffracht zugleich für die ein Abwasserabgabe relevant ist, wird anhand des auf dem Klärwerk Minden üblichen Umrechnungsfaktors CSB:TOC von 3,7 eine CSB-Bilanz der Flockungsfiltration erstellt, die in der nachfolgenden Abbildung dargestellt ist. Hier ist anzumerken, dass der CSB bzw. DOC für die Interpretation der Elimination von Spurenschadstoffen stets mit herangezogen werden sollte. Entscheidend für die Reduktion des CSB ist dessen Zusammensetzung, insbesondere die Ausprägung des schwer abbaubaren Anteiles mit industriellen/anthropogenen Einflüssen. Je geringer die CSB-Hintergrundbelastung, desto effektiver die Elimination von Mikroschadstoffen.

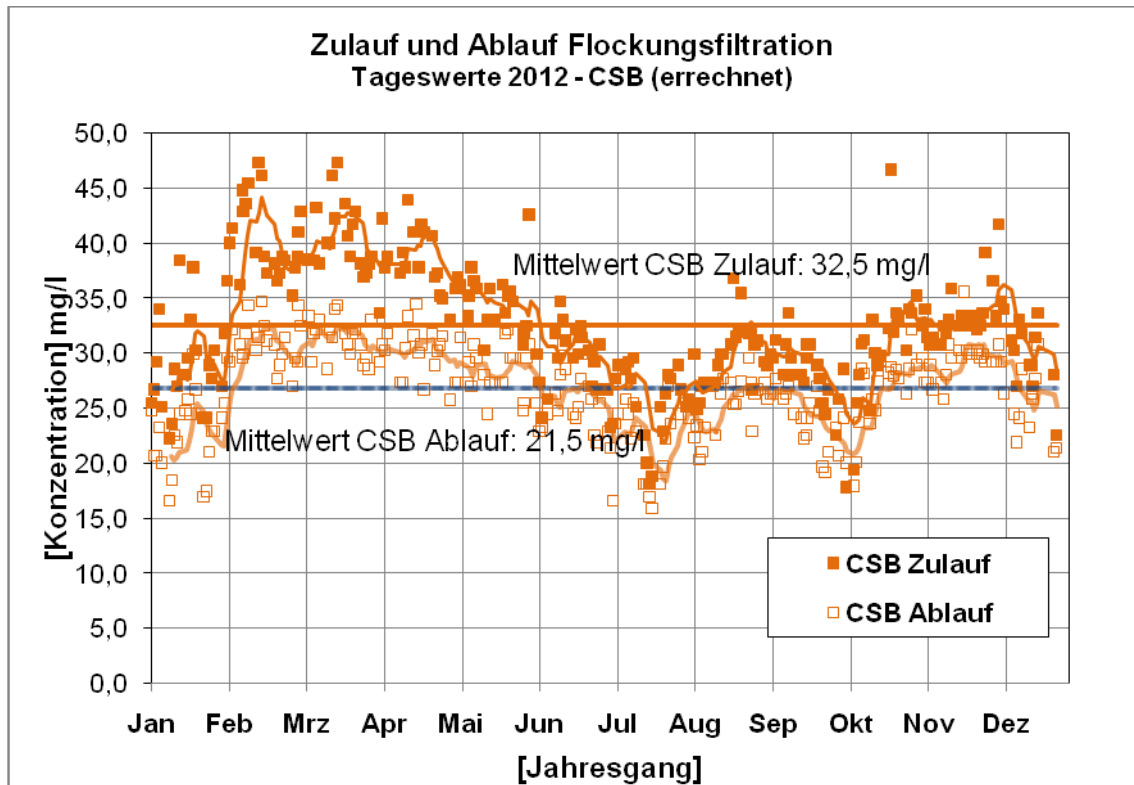


Abbildung 9: Reinigungsleistung Flockungsfiltration (CSB - errechnet)

3 Mikroschadstoffe

3.1 Allgemeines

Im Zusammenhang mit der weitergehenden Abwasserbehandlung stehen seit geraumer Zeit die sogenannten Mikroschadstoffe im Zentrum der Diskussion um die Einrichtung einer vierten Reinigungsstufe auf kommunalen Kläranlagen.

Dabei geht es bei den diskutierten Mikroschadstoffen oder auch Mikroverunreinigungen vor allem um organische Verbindungen anthropogener Herkunft, die normalerweise in geringen Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$ bis ng/l) im Abwasser vorkommen, durch den normalen Abwasserreinigungsprozess aber nicht bzw. nicht vollständig eliminiert werden und sich schlussendlich auch im Trinkwasserpfad wiederfinden.

Diese üblicherweise synthetischen Stoffe, wobei aber auch natürlich vorkommende Verbindungen wie Hormone zu ihnen zählen, werden als Schadstoffe bezeichnet, wenn Sie toxisch und oder nur schwer abbaubar (persistent) sind oder sonstige unerwünschte Wirkungen in der Umwelt (z.B. Bioakkumulation) erwartet werden. Aufgrund der großen Anzahl unterschiedlicher Verbindungen können negative ökologische Effekte nur mit erheblichem (wissenschaftlichen) Aufwand einzelnen Stoffen zugeordnet werden, obwohl bekannt ist, dass einzelne Stoffe schon in den genannten niedrigen Konzentrationen Wirkungen auslösen. Clevers (2003) belegte überdies, dass die Wirkung kombinierter Expositionen nicht rein additiv ist, sondern eine darüber hinausgehende Wirkung entfaltet.

Einen wesentlicher Anteil dieser Substanzen stellen Arzneimittel wie Schmerzmittel (Analgetika), Antibiotika, Röntgenkontrastmittel, Betablocker, Epileptika, Hormonpräparate und deren Abbauprodukte (Metaboliten) dar, die im überwiegenden Maße aus den Haushalten über den Abwasserpfad in die kommunalen Kläranlagen gelangen, wo viele dieser Stoffe nur unvollständig

entfernt werden. So sind z.B. alleine in der EU rund. 3.000 verschiedene Wirkstoffe als Bestandteil von Arzneimitteln zugelassen. Aber auch Schädlingsbekämpfungs- bzw. Pflanzenschutzmittel wie Insektizide, Herbizide und Fungizide oder Industriechemikalien wie der Komplexbildner EDTA werden zu den Mikroschadstoffen gezählt. Insgesamt sind in Europa schätzungsweise mehr als 100.000 chemische Substanzen im Umlauf (PILLS 2012).

3.2 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Das Verhalten von Mikroverunreinigungen im Abwasserreinigungsprozess aber auch in der aquatischen Umwelt hängt von den physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften ab. Mikroverunreinigungen besitzen sehr unterschiedliche Molekülstrukturen und Molekulargewichte und sind aus verschiedensten funktionellen Gruppen aufgebaut. Dementsprechend vielseitig sind die chemischen und physikalischen Eigenschaften wie Polarität, Dampfdruck, Sorptionseigenschaften, Abbaubarkeit und Persistenz.

Vor allem Polarität, Hydrophilie und Molekülgröße entscheiden darüber, ob eine Mikroverunreinigung über Anlagerungsprozesse z.B. direkt am Belebtschlamm gebunden wird bzw. durch technische Sorptionsmittel wie Aktivkohle aus der Wasserphase des Abwassers entfernt werden kann.

Andere Mikroverunreinigungen wie z.B. hormonähnliche Substanzen oder organische Verbindungen mit aromatischen Eigenschaften aber polarem Charakter, werden weniger durch Sorptionsprozesse beeinflusst, lassen sich dafür aber eventuell durch oxidative Veränderung z.B. durch den Einsatz von Ozon soweit verändern, dass sie ihre Wirksamkeit einbüßen und zum Teil infolge verbesserter biologischer Abbaubarkeit im Wasserpfad eliminiert werden.

3.3 Umgang mit Mikroschadstoffen

An erster Stelle wäre eine Verringerung des Eintrags dieser Verbindungen in den Abwasserpfad anzustreben. Dies ist im Falle von Industriechemikalien

und Pflanzenschutzmitteln grundsätzlich über technische Anforderungen, Beschränkungen oder Verbote umsetzbar, bei Stoffen aus dem häuslichen Umfeld aber nur bedingt möglich. Die damit zwangsläufig verbleibende Belastung mit Mikroschadstoffen kann somit nur mit Hilfe technischer Verfahren weitergehender eliminiert werden. Eine vollständige Entfernung der Mikroschadstoffe ist dabei sowohl technisch als auch ökonomisch nicht praktikabel umsetzbar, so dass die Definition eines sinnvollen Eliminationsgrades angestrebt werden muss.

Die große Zahl unterschiedlicher Verbindungen, mit ebenso unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften, macht es zur Herausforderung, ein Verfahren zu entwickeln, das möglichst viele dieser Verbindungen gleichermaßen entfernt bzw. die Wirksamkeit eines Verfahrens hinsichtlich der Elimination unerwünschter Mikroschadstoffe zu beurteilen. So müssen u.a. repräsentative Mikroschadstoffe, sogenannte Leitparameter gewählt werden, anhand derer der Erfolg der erweiterten Abwasserbehandlungsstufen gemessen werden kann.

3.4 Gesetzliche Vorgaben

Im Gegensatz zu Nährstoffen und Schwermetallen existieren derzeit keine direkten gesetzgeberischen Vorgaben oder Grenzwertdefinitionen für Mikroverunreinigungen in Deutschland. D.h. sämtliche Projekte zur Mikroschadstoffelimination auf Kläranlagen wurden bisher auf freiwilliger Basis bzw. teilweise auch mit dem Ziel der Reduzierung der CSB- oder Phosphatablaufwerte durchgeführt. Trotzdem gibt es im europäischen Raum Bestimmungen, die darauf abzielen, prioritäre Mikroschadstoffe festzulegen und deren Eintrag in den Wasserpfad zu verringern. Neben der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) ist dies vor allem die Schweizer Liste prioritärer Mikroverunreinigungen. Die Bundesrepublik Deutschland hat derzeit noch keine eigenen Listen entwickelt.

3.4.1 EU-Wasserrahmenrichtlinie

Wesentliche Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie sind die Herstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Oberflächengewässer und die Erhaltung der Nutzbarkeit des Grundwassers. Die Umsetzung der EU-Richtlinie in nationales Recht erfolgt in Deutschland durch das Wasserhaushaltsgesetz bzw. Landeswassergesetze.

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie stuft in der aktuellen Fassung 33 Verbindungen als prioritäre Stoffe ein, deren Einträge begrenzt werden müssen. Dazu zählen z.B. Biozide und Pflanzenschutzmittel. Zusätzlich befinden sich derzeit 15 weitere Stoffe in der Diskussion, die neu aufgenommen werden sollen. Hierzu zählen u.a. das Schmerzmittel Diclofenac und hormonartige Substanzen wie 17- α -Ethinylestradiol (Empfängnisverhütungsmittel) bzw. 17- β -Estradiol (Steroidhormon).

3.4.2 Schweizer Liste der Mikroverunreinigungen

Auf der Basis umfangreicher Voruntersuchungen und Studien wurde zunächst eine Vorauswahl von potenziellen Mikroverunreinigungen getroffen. Aus dieser Vorauswahl wurde eine Gruppe von 47 prioritären Stoffen bestimmt, die folgende vier Bedingungen erfüllen:

1. Der Stoff wird nachweislich über kommunales Abwasser in die natürlichen Gewässer eingetragen
2. Der Stoff ist laut der offiziellen Gesetzgebung zugelassen bzw. nicht explizit verboten
3. Der Stoff hat Eigenschaften, die darauf hindeuten, dass er bei entsprechendem Gebrauch, mit einer mittleren bis hohen Wahrscheinlichkeit in der Wasserphase natürlicher Gewässer nachgewiesen werden kann
4. Der Stoff erfüllt mindestens eines der folgenden drei Kriterien

- a. Verbreitet in oberirdischen Gewässern nachgewiesen (>20% der Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze)
- b. Vereinzelt in hohen Konzentration (>100 ng/l) in oberirdischen Gewässern und verbreitet (>20%) in kommunalen Kläranlagenausläufen nachgewiesen
- c. Hohe spezifische Toxizität ((z.B. durch Mutagenität, Kanzerogenität, Hormonaktivität oder immuntoxische Wirkung) und relevanter Eintrag über das kommunale Abwasser

Um als prioritärer Stoff zu gelten, müssen die ersten drei genannten Bedingungen vollständig und von der vierten Bedingung mindestens ein Kriterium erfüllt sein. Eine Gesamtübersicht der prioritären Stoffe ist im Anhang zu finden.

4 Verfahren zur Elimination von Mikroschadstoffen

4.1 Verfahrensüberblick

Für die Entfernung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser kommen eine Reihe unterschiedlicher Verfahren in Frage. Nach aktuellem Kenntnisstand sind insbesondere die Ozonung sowie die Behandlung mit Pulveraktivkohle großtechnisch erprobte und umsetzungsfähige Verfahren. Denkbar ist auch der Einsatz sogenannter AOP-Verfahren oder auch die Filtration durch dichte Membranverfahren.

Aktivkohle kann aufgrund ihrer porösen Struktur und der damit verbundenen großen Oberfläche eine große Anzahl Mikroverunreinigungen sorbieren und somit aus dem Abwasser entfernen. Die Aktivkohle kann dabei entweder als Pulveraktivkohle oder als granuliert Aktivkohle eingesetzt werden.

Das hochreaktive Gas **Ozon**, das über das Prinzip der elektrischen Entladung aus Luftsauerstoff oder technischen Sauerstoff hergestellt wird, führt vermisch mit Abwasser zu einer Teiloxidation der Wasserinhaltsstoffe und wandelt diese in weniger komplexe Produkte um. Diese werden in Abhängigkeit der Substanz bioverfügbar gemacht und können in einer nachgeschalteten biologischen Stufe (z.B. Sandfilter) weiter abgebaut werden. Zudem empfiehlt sich der Einsatz einer nachgeschalteten Stufe zur Reduktion evtl. Restozons im Abwasser.

Die als **AOP** ("Advanced Oxidation Processes") bezeichneten Verfahren nutzen die Oxidationswirkung des Hydroxyl-Radikals ($\text{OH}\cdot$). Diese Radikale müssen aufgrund ihrer hohen Reaktivität vor Ort hergestellt werden, wobei verschiedene Verfahren zur Verfügung stehen (z.B. UV- H_2O_2 , O_3 - H_2O_2 , TiO_2 -UV u.a.). Bisherige Erkenntnisse für kommunales Abwasser beruhen auf Laborversuchen und kleinen Pilotanlagen.

Nanofiltration und **Umkehrosmose** zählen zu den dichten Membranverfahren. Sie kommen auf Abwasserreinigungsanlagen zum Einsatz, in denen das gereinigte Abwasser weiter zu Trinkwasser aufbereitet wird und sind mit einem erheblichen technischen und energetischen Aufwand (Pinnekamp 2011) verbunden und kommen für den flächendeckenden Einsatz auf kommunalen Kläranlagen nicht in Frage. Zusätzlich stellt die Entsorgung des Retentats für den Kläranlagenbetreiber einen sehr hohen Kostenfaktor dar.

Aktuell befinden sich drei Verfahrenstechniken zur weiteren Spurenstoffentfernung aus biologisch gereinigtem Abwasser in der großtechnischen Praxiserprobung. Ein Schwerpunkt ist die Adsorption an Pulver-Aktivkohle (viele Anlagen hiervon im süddeutschen Raum und in Nordrhein-Westfalen), neben der Nassoxidation mit Ozon und der Filtration über Kornaktivkohle. Einen Auszug der Aktivitäten in Nordrhein-Westfalen liefert die folgende Tabelle.

Tabelle 2: Anlagen zur Spurenstoffentfernung in Nordrhein-Westfalen (veränderter Auszug aus Götz et al. 2012)

Kläranlage	Betreiber	Verfahren	EW-Ausbau	Art der Anlage	Betrieb
Buchenhofen	Wupperverband	Aktivkohle	700.000	Versuchsanlage	aktiv
Düren Merken	WVER	Aktivkohle	461.500	Versuchsanlage	aktiv
Aachen-Soers	WVER	Membrananlage	458.000	Versuchsanlage	aktiv
Obere Lutter	AbwV. Obere Lutter	Aktivkohle	380.000	Versuchsanlage	aktiv
Moers-Gerdt	LINEG	Membrananlage/PAK	250.000	Versuchsanlage	aktiv
Lage ZKW	St. Abw. Lage	Aktivkohle	155.000	Vorplanung	nicht aktiv
Essen-Süd	Ruhrverband	Ozonierung	135.000	Vorplanung	nicht aktiv
Detmold	Stadt Detmold	Aktivkohle	115.000	Vorplanung	nicht aktiv
Kaarst-Nordk.	Erftverband	Membrananlage/PAK	80.000	Versuchsanlage	aktiv
Bad Oeynhausen	Stadt Bad Oeynh.	Aktivkohle	78.500	Vorplanung	nicht aktiv
Schwerte	Ruhrverband	Ozonierung/Aktivkohle	50.000	Versuchsanlage	aktiv
Duisburg Vierlinden	Stadt Duisburg	Ozonierung/Aktivkohle	34.000	Versuchsanlage	aktiv
Simmerath	WVER	Membrananlage	14.000	Versuchsanlage	aktiv
Seelscheid	Aggerverband	Membrananlage/PAK	11.000	Versuchsanlage	aktiv

Die in den großtechnischen Umsetzungen in der Schweiz und in Deutschland gesammelten Erfahrungen zeigen, dass mit den zuletzt genannten Verfahren ein breites Spektrum von organischen Mikroschadstoffen aus dem kommunalen Abwasser eliminiert werden können. Darüber hinaus wird es immer Spurenstoffe geben, die sich mit den aufgeführten Technologien nicht eliminieren lassen.

Die Verfahren lassen sich je nach lokaler Situation relativ einfach in bestehende Anlagen integrieren, erfordern aber in der Regel die Errichtung zusätzlicher Prozessstufen wie Behälter, Speicher und damit erhebliche Investitionen. Obwohl dies prinzipiell nicht auszuschließen ist, wurden bisher noch keine belastbaren Hinweise für eine Verstärkung der Toxizität von Transformationsprodukten im Vergleich zur Ausgangssubstanz bei der Ozonung gefunden. Diese Fragestellung wird u.a. gegenwärtig im Projekt TransRisk (<http://www.transrisk-projekt.de>) unter Federführung der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Prof. Dr. Ternes) weiter untersucht. Derzeit wird empfohlen, eine geeignete technische Barriere (z.B. Bio- oder Sandfiltration) nachzuschalten, um Reaktionsprodukte biologisch abzubauen und etwaige Toxizitäten zu reduzieren.

Alle Verfahren der sogenannten 4. Reinigungsstufe zur Entfernung von Mikroschadstoffen sind mit einer Erhöhung des Energieverbrauchs und zusätzlichen Gesamtkosten (je nach Größe der Kläranlage) verbunden.

In den nächsten Abschnitten werden folgende Verfahren zur weitergehenden Entfernung von Spurenstoffen zum Einsatz auf dem Klärwerk Minden betrachtet und kurz beschrieben:

- Pulveraktivkohledosierung
- Aktivkohlefiltration (Kornaktivkohlefilter)
- Oxidationsverfahren (Ozonung)

4.2 Pulveraktivkohle

Der Einsatz von Pulveraktivkohle stellt derzeit das am meisten eingesetzte Verfahren zur Mikroschadstoffelimination dar.

4.2.1 Aktivkohleeigenschaften

Die besondere Leistungsfähigkeit der Aktivkohle resultiert aus ihrer großen inneren Oberfläche, an der die eigentlichen Anlagerungsvorgänge stattfinden. In dem der Kohle ihren Namen gebenden Prozess der Aktivierung wird auf chemischen oder thermischen Wege aus fossilen bzw. pflanzlichen Rohmaterialien (Stein- bzw. Braunkohle, Holz, Torf, Kokosnussschalen, etc.) eine poröse Struktur mit einer inneren Oberfläche von 500 bis 1.500 m²/g geschaffen (Mutschmann 1995). Je nach Herstellungsprozess und Ausgangsmaterial ist die die Produktion von Aktivkohle mit erheblichem Energieeinsatz bzw. CO₂-Emissionen verbunden, was bei einer ökologischen Bewertung und einem ganzheitlichen Verfahrensvergleich berücksichtigt werden muss (Pinnekamp 2011). Die folgende Abbildung zeigt die komplexe innere Struktur einer aus Holzkohle hergestellten Aktivkohle.

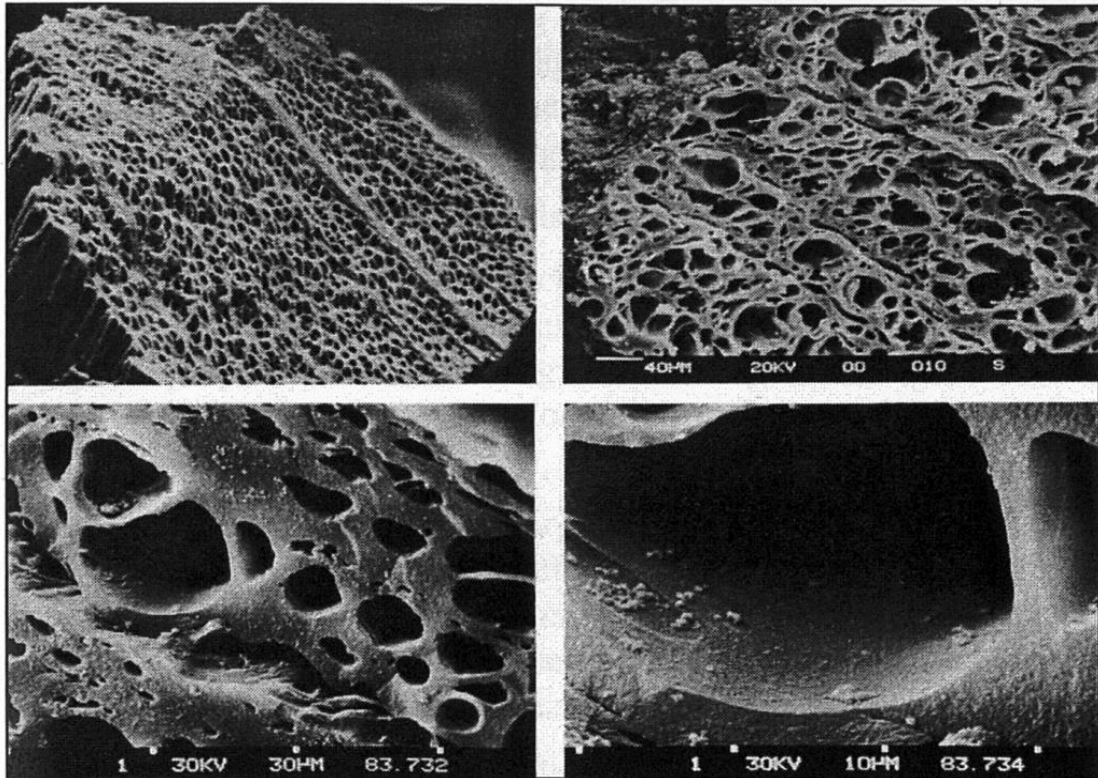


Abbildung 10: Aktivkohle (Holzkohlebasis), Elektronenmikroskopie

Die komplexe Struktur des Porensystems als auch die chemischen Oberflächeneigenschaften entscheiden über den Grad der Adsorption von organischen Stoffen. Zur Charakterisierung der Adsorptionseigenschaften einer Aktivkohle werden u.a. –stoffspezifische- Adsorptionsisothermen bestimmt. Aktivkohle wirkt dabei nicht selektiv auf bestimmte Verbindungen, sondern entfernt eine große Anzahl unterschiedlicher organischer Verbindungen. Dabei hängen die Sorptionseigenschaften stark von Aktivkohletyp und Herstellungsprozess ab, so dass vor Einsatz einer Aktivkohle in der Abwasserreinigung unbedingt Voruntersuchungen zu Identifikation einer geeigneten A-Kohle durchgeführt werden sollten.

Da große Teile der noch im Kläranlagenablauf enthaltenen Restorganik (als CSB bzw. DOC/TOC bestimmt) gleichermaßen an Aktivkohle sorbieren wie die sogenannten Mikroverunreinigungen, beeinflusst einerseits der Restgehalt an CSB/TOC nach der Nachklärung den Aktivkohleverbrauch, andererseits

wird durch den Einsatz von Aktivkohle die Restfracht an CSB deutlich reduziert.

4.2.2 Verfahrenstechnische Integrationsmöglichkeiten

Die verfahrenstechnische Integration einer Pulveraktivkohlestufe in den Abwassereinigungsprozess kann auf verschiedene Weisen erfolgen. Eine einfache Variante stellt die Dosierung der Pulveraktivkohle direkt in den Zulauf der biologischen Stufe dar. Durch die konkurrierende Sorption der noch in hohen Konzentrationen vorhandenen Belebtschlamm/ Abwasserbestandteile ist hierfür jedoch ein überproportional hoher Aktivkohlebedarf erforderlich bei zugleich eingeschränkter Gesamteliminationsleistung. Der erhöhte Aktivkohlebedarf führt einerseits zu erhöhten Betriebskosten und andererseits zu vermehrtem Überschussschlammanfall.

Üblicherweise wird die Aktivkohle deshalb mit dem weitestgehend gereinigten Abwasser (Ablauf Nachklärung) in einem Kontaktreaktor vermischt und nach einer entsprechenden Reaktionszeit wieder aus dem Abwasser entfernt. Dies kann über eine Fest-Flüssig-Trennung in Form eines Sedimentations-, Flotations- oder Filtrationsverfahren (Flockungsfiltration, Tuchfilter, Mikrosieb, Lamellenabscheider) oder eine Kombination dieser Verfahren geschehen. Bei Einsatz eines Sedimentationsverfahrens ist eine Sand- oder Flockungsfiltration als Sicherheitsstufe zum Rückhalt der nicht abgeschiedenen Aktivkohlefeinstpartikel erforderlich.

Um die Beladung der Aktivkohle und damit den für eine bestimmte Reinigungsleistung erforderlichen Aktivkohleverbrauch zu minimieren, ist eine Rückführung der schon beladenen Kohle („Rücklaufkohle“) in den Kontaktreaktor zweckmäßig. Die beladene Aktivkohle wird in dieser Verfahrensweise üblicherweise als „Überschussskohle“ in die Biologische Stufe zurückgeführt und dort zusammen mit dem Überschussschlamm dem Abwasserpfad entzogen und der weitergehenden Schlammbehandlung (z.B. Faulung) zugeführt. Eine

mögliche Einbindung einer Pulveraktivkohlestufe in die Abwasserreinigung nach diesem sogenannten AFSF-Verfahren (Adsorption, Flockung, Sedimentation, Filtration) ist in der nachfolgenden Abbildung 11 dargestellt.

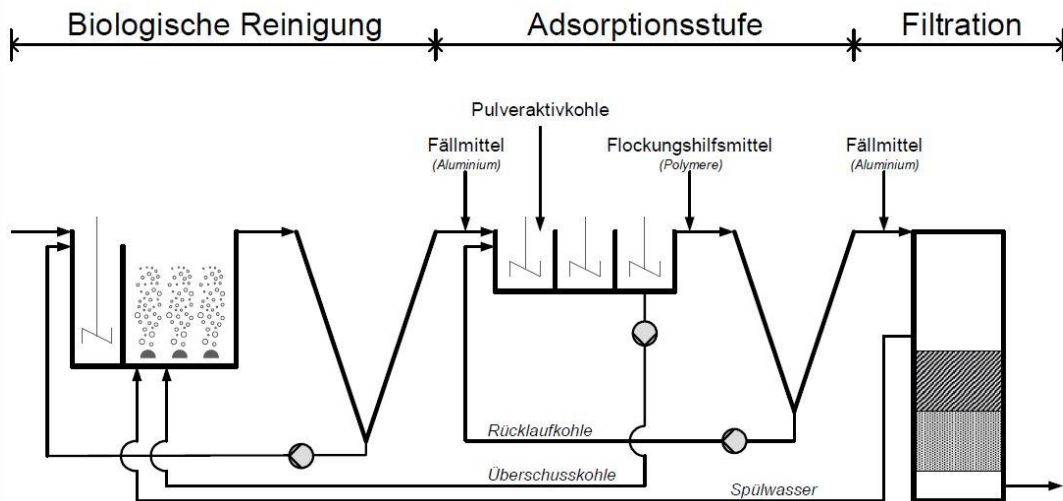


Abbildung 11: Einbindung Pulveraktivkohle in die Abwasserreinigung im AFSF-Verfahren (Metzger und Kapp 2008)

Eine weitere Möglichkeit ist die Dosierung von Pulveraktivkohle in den Überstauraum einer Flockungsfiltration. Nach Zugabe von Fäll- und Flockungshilfsmitteln und einer entsprechenden Kontaktzeit wird die beladene Kohle über die Filtrerrückspülung in den Zulauf der Kläranlage gefördert und letztendlich zusammen mit dem Überschussschlamm aus der biologischen Stufe entfernt. Eine großtechnische Erprobung dieser Variante fand auf den Kläranlagen Kloten/Opfikon (Schweiz) und Buchenhofen (Wupperverband) statt. In Buchenhofen zeigte sich, dass die A-Kohle erfolgreich im bestehenden Filter zurückgehalten werden konnte. Voraussetzung ist eine ausreichende Kontaktzeit (30 min bei TW) im Filterüberstand und nicht zu hohe AFS-Gehalte im Zulauf zur Flockungsfiltration. In Kloten/Opfikon war der Rückhalt nicht vollständig, wobei noch betriebliches Optimierungspotenzial gesehen wurde. Im Vergleich zum AFSF-Verfahren ist nach bisherigen Erfahrungen bei einer Dosierung in den Überstand der Flockungsfiltration die Eliminationsleistung geringer bzw. es muss mit einem erhöhten PAK-Bedarf gerechnet werden.

4.2.3 Kenndaten Pulveraktivkohledosierung

Tabelle 3: Kenndaten Pulveraktivkohledosierung

Kontaktzeit Aktivkohle:	15-30 min
Energieeintrag im Kontaktbecken:	10 W/m ³
Aufenthaltszeit Sedimentationsbecken:	1,5-2,5 h
Dosiermenge:	5-20 g/m ³ (10) PAK
Polymerdosierung:	0,15-0,3 mg/l
Fällmitteldosierung:	2-8 mg/l
Spurenstoffelimination:	> 80 % im Mittel (10 mg/l)
DOC-Reduktion:	bis zu 40% (mit Rückführung)
Ganzheitlicher Primärenergiebedarf A-Kohleeinsatz*:	0,2-0,7 kWh/m ³
	20-65 kWh/(EW*a)

* Bei Einsatz fossiler Rohstoffe und Nichtberücksichtigung einer möglichen Energierückgewinnung durch energetische Verwertung der Aktivkohle (Pinnekamp 2011)

4.2.4 Eliminationsleistung und PAK-Dosierung

Wie schon zuvor ausgeführt wirkt eine Aktivkohleadsorptionsstufe nicht auf alle Spurenstoffe gleichermaßen, allerdings können eine erhebliche Anzahl bisher untersuchter organischer Mikroverunreinigungen überwiegend bis vollständig mit Hilfe von Pulveraktivkohle entfernt werden. Neben der Art der eingesetzten Kohle und dem betrachteten Stoff beeinflusst dabei auch die Aktivkohledosierung – mg PAK je l Abwasser ist eine übliche Einheit – den Grad der Spurenstoffelimination. Die in Frage kommenden Dosiermengen liegen im Bereich von 10 mg PAK/l für optimierte Verfahren mit Rückführung der Aktivkohle in den Kontaktreaktor und Abzug über die biologische Stufe bis hin zu 40 mg PAK/l bei Direkt dosierung in die Biologie. Die folgende Abbildung 12 zeigt exemplarisch die mit und ohne Rückführung in einen Kontaktreaktor erreichten Eliminationsraten für ausgesuchte Mikroschadstoffe bei einer Dosierung von 10 bzw. 15 mg PAK/l.

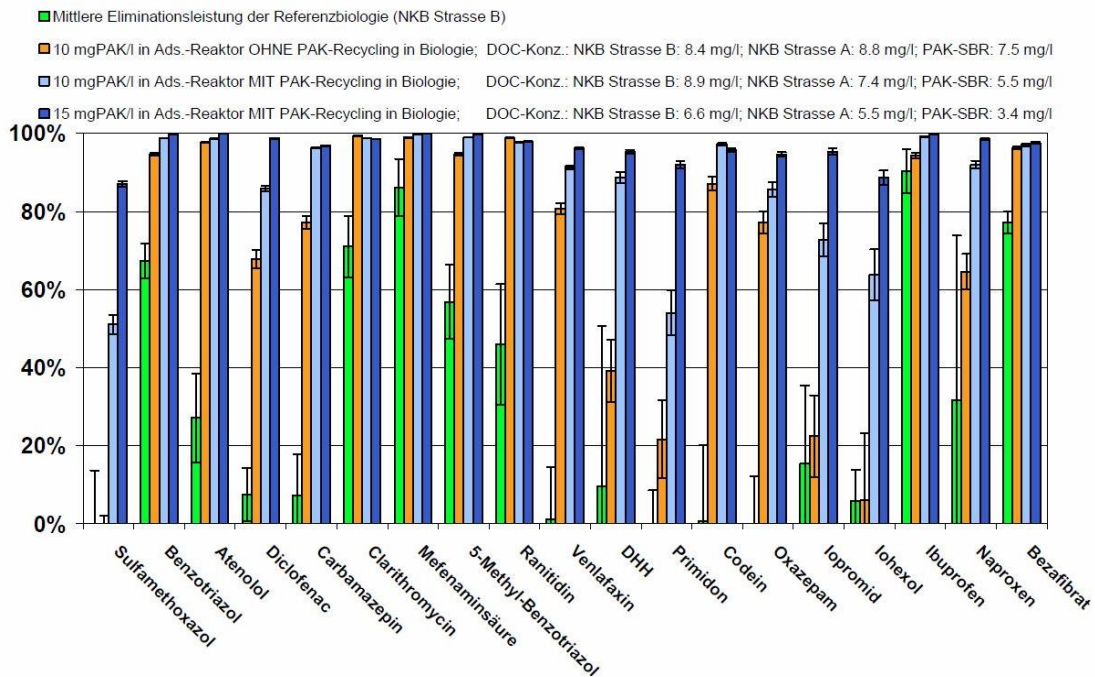


Abbildung 12: Elimination von Mikroschadstoffen durch Einsatz von Pulveraktivkohle (Zwickenpflug und Boehler 2009)

Die Ergebnisse der EAWAG-Untersuchungen zeigen, dass durch den Einsatz von Pulveraktivkohle mit Rückführung in den Kontaktreaktor für alle betrachteten Stoffe - auch für die als schwerer adsorbierbaren Röntgenkontrastmittel und Sulfamethoxazol- Eliminationsraten von deutlich über 80% erreicht wurden. Neben der eigentlichen Mikroschadstoffentfernung wurden auch der DOC (und damit der CSB) um 40-50% reduziert. Um bei der Direktdosierung in die Biologie Eliminationsraten von im Mittel über 80% zu erhalten, musste eine erheblich höhere Aktivkohlemenge (bis zu 30 mg PAK/l) dosiert werden, wobei nicht jede Verbindung so weitgehend entfernt werden konnte.

4.2.5 Rückwirkung auf den Abwasserbehandlungsprozess

Je nach Aktivkohledosierung erhöht sich letztendlich die zu entsorgende Klärschlammfracht, wobei Untersuchungen (Pinnekamp und Bornemann 2012) darauf hindeuten, dass durch die Aktivkohle sich die Entwässerbarkeit des Klärschlammes deutlich verbessert, so dass die betriebskostenrelevante KS-

Entsorgungsmenge nicht steigt. Nach aktuellem Wissenstand (Zwickenpflug und Boehler 2010) führt die zusätzliche Aktivkohlefracht zu keiner negativen Beeinflussung des Abwasserreinigungs- und Schlammbehandlungsprozesses. So konnte keine Beeinflussung der biologischen Reinigungsstufe bzw. Rücklösung von Schadstoffen in der Faulung beobachtet werden, die zusätzliche Feststofffracht der eingesetzten Aktivkohle im Nachklärbecken wurde durch eine Verbesserung des Schlammabsetzverhaltens in etwa kompensiert.

Obwohl eine definitive Klärung noch aussteht, ist davon auszugehen, dass bei der Entsorgung der beladenen Pulveraktivkohle über den Klärschlamm eine landwirtschaftliche Verwertung nicht mehr in Frage kommt und die gesamte Klärschlammmenge thermisch verwertet werden muss. Ein wesentlicher Grund liegt in der Desorption von Mikroschadstoffen und den daraus resultierenden Wechselwirkungen mit den Kompartimenten Wasser und Boden.

4.2.6 Umgesetzte Anlagen

Ein Schwerpunkt des Pulveraktivkohleeinsatzes zur Entfernung von Mikroverunreinigungen liegt derzeit in Baden-Württemberg. Alleine sechs nach dem AFSF-Verfahren konzipierte Anlagen (Mannheim, Sindelfingen, Kressbronn-Langenargen, Espasingen, Ravensburg und Ulm) befinden sich gerade in der großtechnischen Umsetzung bzw. wurden in Betrieb genommen, weitere Anlagen sind in der weiteren Planung. In Nordrhein-Westfalen betreibt z.B. der Ruhrverband auf der KA Schwerte eine Pulveraktivkohleadsorption vergleichend zur Ozonung.

4.3 Aktivkohlefiltration

Eine Alternative zur Dosierung von Pulveraktivkohle stellt der Einsatz von Aktivkohle in geschlossenen Druckbehältern aus Stahl oder in offenen Betonbecken dar, wie in den nachfolgenden Abbildungen dargestellt ist.



Abbildung 13: Druckbehälter-Kornaktivkohle (Firmeninformation Donau Carbon)

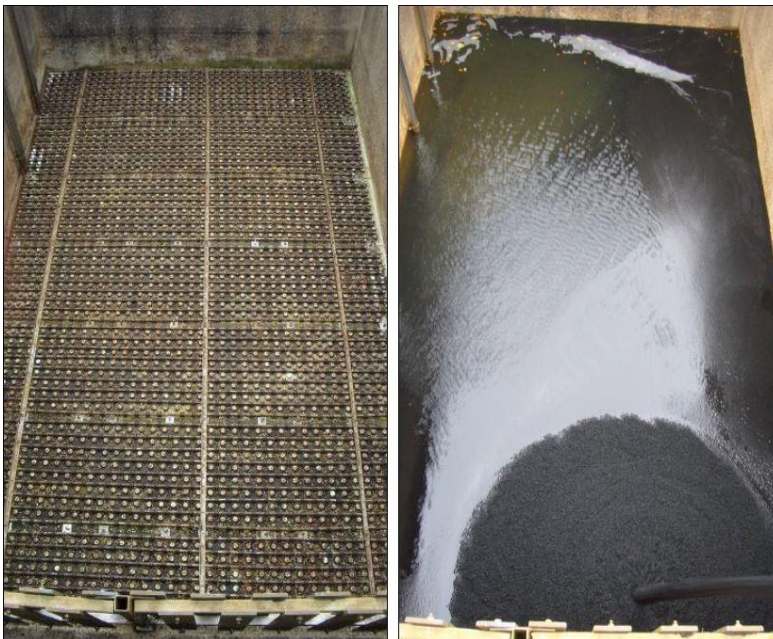


Abbildung 14: Ausrüstung Flockungsfiltration mit Kornaktivkohle (AOL Ober Lutter)

4.3.1 Merkmale Kornaktivkohle

Im Gegensatz zur feindispersen Pulveraktivkohle, die mit einem erhöhten verfahrenstechnischen Aufwand für die Dosierung und Einmischung verbunden ist, wird für die Aktivkohlefiltration Korn- oder Formkohle bzw. granuliert Aktivkohle (GAK) in einem Größenbereich von 0,4 bis 4 mm eingesetzt (siehe Abbildung 15).



Abbildung 15: Granulierte Aktivkohle

Im Gegensatz zur Pulveraktivkohle kann die Kornaktivkohle nach vollständiger Beladung reaktiviert und nach Ausgleich der Verluste wieder eingesetzt werden. Um eine möglichst hohe Beladung mit Mikroschadstoffen zu erreichen, muss das den Kornaktivkohlefiltern zugeführte Abwasser möglichst frei von Partikeln sein. Die Kornaktivkohlefiltration stellt im Trinkwasserbereich ein etabliertes Verfahren dar, im Abwasserbereich wurde der Einsatz u.a. auf zwei nordrhein-westfälischen Kläranlagen großtechnisch umgesetzt.

Die Bemessung der Aktivkohlefiltration erfolgt dabei auf der Grundlage von Filterfläche, Filtervolumen und Filtergeschwindigkeit. Dabei wird der im Normalbetriebsfall immer in einer Richtung durchströmte Filter allmählich mit sorbierbaren Stoffen beladen, wobei die Ablaufkonzentration der zu entfernenden Stoffe stoffspezifisch mit der Zeit mehr oder weniger schnell ansteigt, bis bei vollständiger Beladung der Filterdurchbruch erreicht wird und die Ablaufkonzentration des Filters die Zulaufkonzentration erreicht oder sogar überschreitet. Ei-

ne weitere Größe zur Beschreibung der Aktivkohlefiltration sind die durchgesetzten Bettvolumina (BVT=bed volumina treated), die den Quotient aus durchgesetztem (Ab-)wasservolumen und dem Filtervolumen darstellen.

4.3.2 Verfahrenstechnische Integration

Um möglichst hohe Standzeiten bei der Kornaktivkohlefiltration zu erzielen und damit die Betriebskosten zu minimieren, sollte das Wasser möglichst partikelfrei sein, was durch eine leistungsfähige Nachklärung oder eine vorgeschaltete Filtrationsstufe (z.B. Mikrosiebung) gewährleistet werden kann.

Zur möglichst vollständigen Ausnutzung der Adsorptionskapazität der Aktivkohle können mehrstufige Verfahren (Filter in Reihe) eingesetzt werden, was allerdings mit einem höheren verfahrenstechnischen Aufwand verbunden ist. Falls eine Kläranlage schon über eine nachgelagerte Sand- bzw. Flockungsfiltration verfügt, bietet es sich an, die Filterkammern mit Kornaktivkohle auszustatten und die Flockungsfiltration entsprechend anzupassen. Verfügt die Flockungsfiltration über ausreichende hydraulische Reserven und einen geeigneten verfahrenstechnischen Aufbau, kann auch darüber nachgedacht werden, einen Teil der Filtrationskammern als Vorreinigungsstufe zu erhalten und den anderen nachgelagert mit granulierter Aktivkohle auszustatten.

4.3.3 Kenndaten der Aktivkohlefiltration

Tabelle 4: Kenndaten Aktivkohlefiltration

Bauweise	Stahlbehälter (max. ca. 25 m ³ Volumen) oder offene Betonfilter
Filtergeschwindigkeit:	10-12 m/h bei Stahlbehältern 6 m/h bei offenen Betonfiltern
Spülgeschwindigkeit	25-30 m/h
Filterbettausdehnung bei Spülung	15-20%
Kontaktzeit Filter:	10-30 min (Leerfiltervolumen)
Standzeiten Filter	5.000-10.000 (20.000?) BV

Äquivalente Dosiermenge	(15)30-60 g/m ³ AK	
Dichte Kornaktivkohle	300-400 kg/m ³	
Ganzheitlicher Primärenergiebedarf A-Kohleeinsatz*	Frische A-Kohle	Regenerierte A-Kohle
	0,5-2,0 kWh/m ³	0,25-1,0 kWh/m ³
	45-180 kWh/(EW*a)	23-90 kWh/m ³

* Bei Einsatz fossiler Rohstoffe und Nichtberücksichtigung einer möglichen Energierückgewinnung durch energetische Verwertung der Aktivkohle (Pinnekamp 2011), spez. Abwassermenge je EW: 90 m³/(EW*a) bzw. 246 l/(EW*d)

4.3.4 Eliminationsleistung und Filterstandzeiten

Auf den Kläranlagen Düren-Merken und Obere Lutter wurden bestehende Abwasserfiltrationsanlagen mit granulierter Aktivkohle ausgerüstet (Teilstrombehandlung) und im großtechnischen Dauerbetrieb bezüglich Eliminationsleistungen und geeigneter Betriebsbedingungen untersucht. Die im kontinuierlichen Betrieb erreichten Eliminationsleistungen für ausgesuchte Parameter sind in der vorhergehenden Abbildung 16 dargestellt. Die erreichten Standzeiten bzw. Bettvolumen lagen bei 4.000 bis 9.000 m³/m³ bei einer spezifischen CSB-Beladung von 300-400g CSB/kg Aktivkohle bei einem mittleren Zulauf-CSB von rd. 50 mg/l. Bei entsprechend niedrigeren organischen Zulauffrachten (als CSB bzw. TOC) werden Standzeiten bis zu 20.000 BV prognostiziert, allerdings steht eine großtechnische Bestätigung hierzu noch aus.

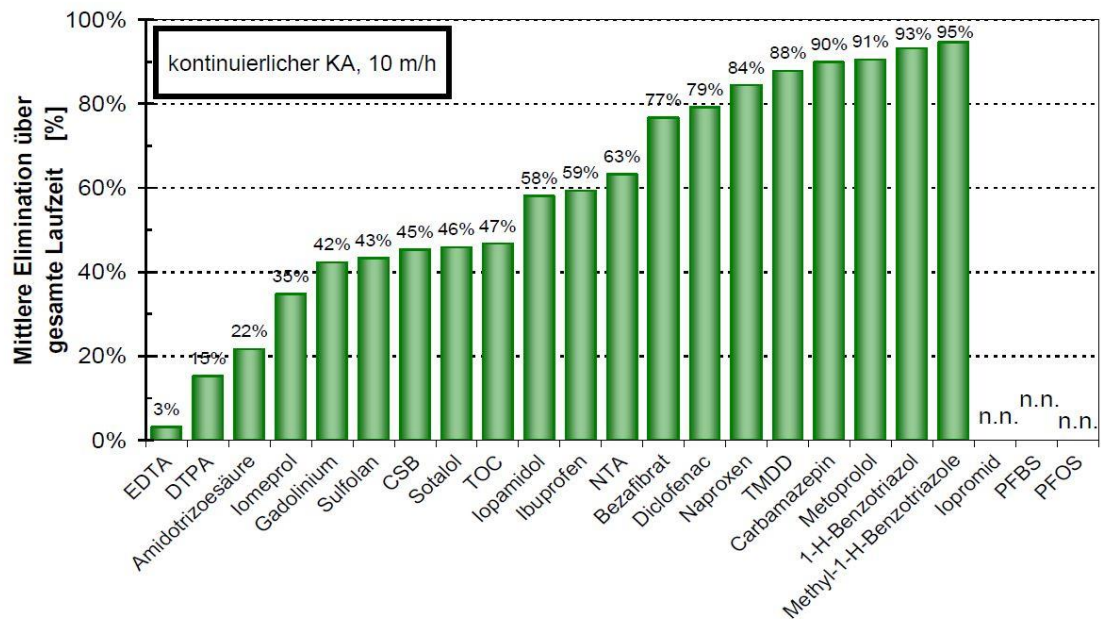


Abbildung 16: Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (Nahrstedt 2011)

4.3.5 Umgesetzte Anlagen

Derzeit werden in Nordrheinwestfalen zwei Anlagen im Teilstrom mit Kornaktivkohle in teilumgerüsteten Abwasserfiltrationen betrieben: Kläranlage Düren-Merken und Kläranlage Obere Lutter (Gütersloh).

4.4 Ozoneinsatz

4.4.1 Eigenschaften von Ozon

Ozon zählt zu den stärksten Oxidationsmitteln und wird schon lange in der Trinkwasseraufbereitung zur Entfernung von Geruchs- und Geschmacksstoffen und zur Desinfektion eingesetzt. Daneben hat sich Ozon bei einer Reihe weiterer Anwendungen bewährt, zu denen die Erhöhung der biologischen Abbaubarkeit und die Entfernung von synthetischen organischen Stoffen gehören.

Bei der Reaktion von Ozon mit Wasserinhaltsstoffen können zwei grundlegend verschiedenen Reaktionsmechanismen unterschieden werden (siehe Abb. 17):

Direkte Oxidation: Ozon reagiert im Wasser direkt mit einer Vielzahl anorganischer und organischer Substanzen. Diese Reaktion ist sehr selektiv, d. h. es werden bevorzugt bestimmte Bindungen (z.B. C=C-Doppelbindungen, phenolische Verbindungen, Aminogruppen) angegriffen. Aus diesem Grund gibt es Substanzen, die extrem rasch angegriffen werden, während andere gegenüber Ozon beständig sind.

Indirekte Oxidation: Ein Teil des Ozons zerfällt im Wasser in Gegenwart von organischem Kohlenstoff und Hydroxid-Ionen (OH^-) in Hydroxyl-Radikale ($\text{OH}\cdot$). Diese reagieren sehr schnell und unspezifisch mit verschiedensten Substanzen. Trotz ihrer kurzen Lebensdauer und der sehr tiefen Konzentration können sie zur Elimination von Mikroverunreinigungen beitragen, insbesondere, wenn diese nicht oder nur sehr langsam mit Ozon reagieren. Sie reagieren allerdings auch mit der „harmlosen“ organischen Hintergrundmatrix, was ihre Effizienz vermindert. Daher sollten möglichst wenig organische Stoffe vorhanden sein.

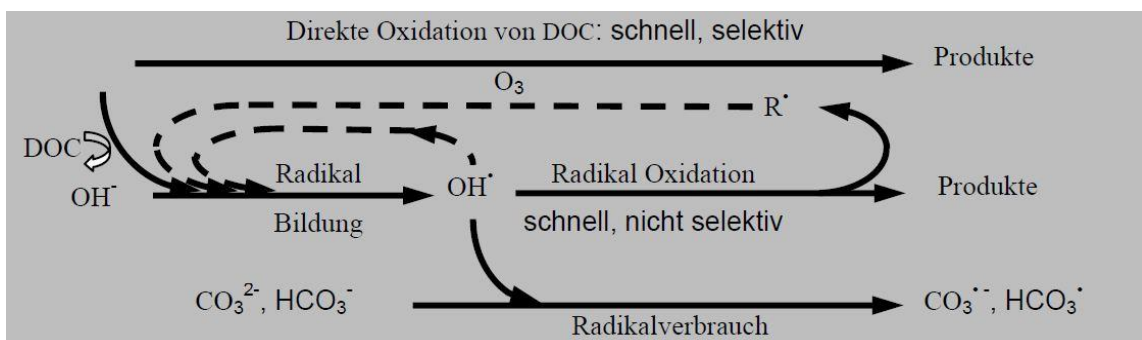


Abbildung 17: Reaktionswege des Ozons (Hoigné, J., 1988)

Darüber hinaus wird die Reaktion von Ozon mit Wasserinhaltsstoffen u.a. durch folgende Größen beeinflusst:

- **Ozondosis:** Die eingetragene Ozonmenge ist für den Betrieb der entscheidende Parameter. Je höher die eingetragene Menge, desto mehr Ozon steht für die Reaktionen zur Verfügung.
- **pH-Wert:** Der pH-Wert beeinflusst die Stabilität von Ozon wesentlich. Bei hohen pH-Werten ist Ozon weniger stabil und zerfällt rascher. Für die Elimination von Mikroverunreinigungen ist dieser Effekt unbedeutend. Der pH-Wert muss bei der Dimensionierung des Ozonreaktors berücksichtigt werden.
- **Temperatur:** Auch die Temperatur beeinflusst die Stabilität von Ozon. Tieferere Temperaturen erhöhen die Ozonstabilität. In der Regel ist ihr Einfluss aber vernachlässigbar.
- **Nitrit:** Nitrit reagiert sehr rasch mit Ozon und wird dabei zu Nitrat oxidiert. Ein hoher Nitritgehalt erhöht den Ozonbedarf (3,6 g O₃/g NO₂-N) und damit den Energieverbrauch und die Kosten. Aus diesem Grund ist eine gut funktionierende Nitrifikationsstufe Voraussetzung für einen geringen Ozonverbrauch.

Es ist dabei zu bedenken, dass bei den üblicherweise zur Mikroschadstoffentfernung eingesetzten Ozondosen keine vollständige Mineralisierung der organischen Wasserinhaltsstoffe stattfindet, d.h. Verbindungen werden nicht vollständig entfernt, sondern durch teilweise Oxidation in Transformationsprodukte umgewandelt. Häufig wird die Funktion (z.B. bei Arzneimitteln) zerstört und die biologische Abbaubarkeit erhöht. Bei entsprechender Dosierung können mit Ozon ähnliche Eliminationsgrade (> 80%, allerdings mit anderen stoffspezifischen Schwerpunkten) bei Mikroschadstoffen erreicht werden wie beim Einsatz von Aktivkohle. Dabei werden diese Stoffe nicht vollständig aus dem Wasser entfernt, sondern chemisch so verändert, dass die eigentlichen Verbindungen (und ihre Funktion) nicht mehr nachweisbar sind.

Ökotoxikologische Tests des ozonten Abwassers zeigen einen analog zur Spurenstoffelimination deutlichen Rückgang der Ökotoxizität, so dass nach

aktuellem Stand davon ausgegangen werden kann, dass die durch die Ozonung entstehenden Metaboliten im Mittel erheblich weniger toxisch sind als die Ausgangsstoffe (Abegglen 2009).

4.4.2 Ozonherstellung und Eintrag

Da Ozon ein unbeständiges Molekül ist, muss es am Ort der Verwendung hergestellt werden. Für die Herstellung von Ozon gibt es eine Reihe von Verfahren, wobei das Prinzip der stillen elektrischen Entladung in der Praxis am häufigsten zum Einsatz kommt. Bei der stillen elektrischen Entladung wird aus gereinigter Luft oder reinem Sauerstoff durch Ionisierung von Sauerstoffmolekülen Ozon hergestellt. Der energetische Wirkungsgrad liegt dabei nur bei 6-15%, der Rest der Energie wird im Laufe der Reaktion in Wärme umgewandelt.



Abbildung 18: Kontaktreaktor mit Ozondiffusoren aus Keramik

Voraussetzung für die Oxidation von Wasserinhaltsstoffen ist der direkte Kontakt mit dem Ozon, welches dafür im Wasser gelöst vorliegen muss. In der Praxis werden hierfür Diffusor- oder Injektorsysteme eingesetzt. Je nach Art der Ozonherstellung und Ozondosierung erhöht sich der Energiebedarf der Abwasserreinigung signifikant.

4.4.3 Verfahrenstechnische Integrationsmöglichkeiten

Wie zuvor ausgeführt, reagiert Ozon grundsätzlich mit allen organischen Wasserinhaltsstoffen, so dass die Integration einer Ozonstufe in den Abwasserreinigungsprozess möglichst dort ansetzen sollte, wo schon ein großer Anteil an Schwebstoffen und organischen Verbindungen entfernt wurde, d.h. z.B. im Anschluss an eine gut funktionierende Nachklärung.

Das Ozon wird entweder mit niedrigeren Wirkungsgraden vor Ort aus Luft oder - bei größeren Anlagen üblich - mit höheren Wirkungsgraden aus reinem Sauerstoff hergestellt (ökonomisch und auch energetisch/ökologisch vorteilhaft). Ein entsprechender Ozonerzeuger der Firma WEDECO ist in der nachfolgenden Abbildung 19 dargestellt.



Abbildung 19: Ozonerzeuger (Firmeninformation WEDECO)

Die eigentliche Reaktion des Ozons mit dem Abwasser findet in Kontaktreaktoren statt, die als tiefe ($> 5\text{m}$), geschlossene Becken aus korrosionsfesten Materialien ausgeführt sind, in die über Diffusor- oder Injektorsysteme Ozon eingetragen wird. Um eine entsprechende Oxidationswirkung sicherzustellen, ist eine ausreichende Aufenthaltszeit des Abwassers von 15-30 min im Ozonkontaktbecken einzuhalten.

Aufgrund der akuten Gefährlichkeit von Ozon ist die eingesetzte Sicherheits- und Messtechnik von hoher Bedeutung. Außerdem muss die in der Abluft vorhandene Rest-Ozonmenge eliminiert werden.

Die Oxidation der organischen Verbindungen erhöht die biologische Verfügbarkeit des Rest-DOC, so dass eine nachgeschaltete biologisch aktive Filterstufe sinnvoll sein kann. Ein möglicher Aufbau einer in die Abwasserreinigung integrierten Ozonstufe ist in der folgenden Abbildung 20 dargestellt.

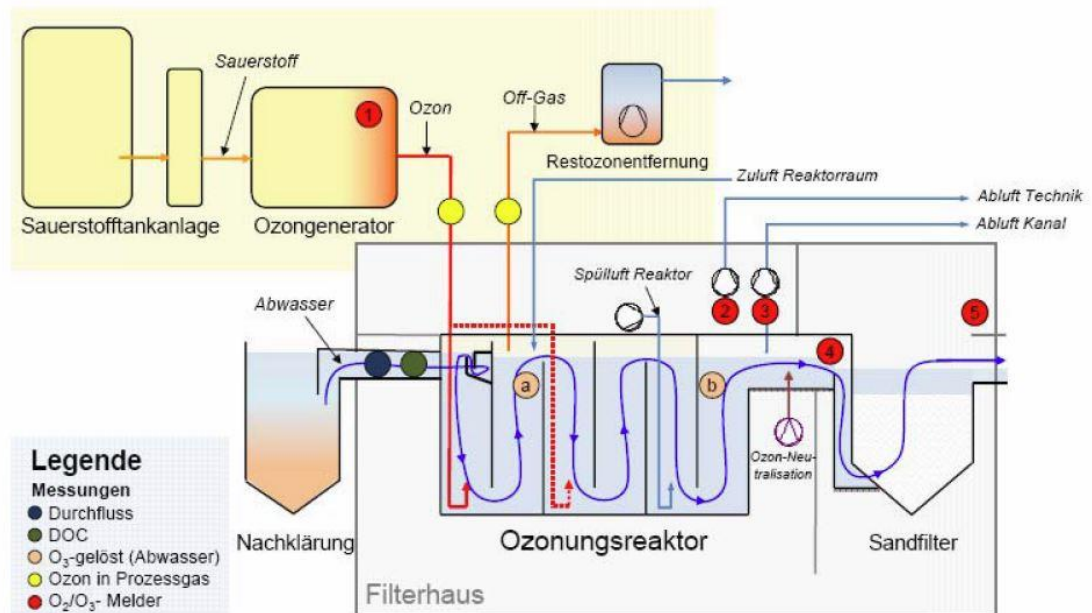


Abbildung 20: Aufbau Ozonanlage Kläranlage Regensdorf (Abegglen 2009)

4.4.4 Kenndaten Abwasser ozonung

Tabelle 5: Kenndaten Abwasser ozonung

Aufenthaltszeit Ozonreaktor:	15-30 min
Dosierungen	2-15 mg O ₃ /l Abwasser 0,4 g-1,2 g O ₃ /g DOC (0,8)
O ₂ -Umwandlungsgrad:	1-5% (aus Luft) 6-15% (aus reinem O ₂)

Ganzheitlicher Energiebedarf (inkl. O ₂ -Herstellung u. Peripherie)	0,1-0,4 kWh/m ³
	9-36 kWh/(EW*a)

* vgl. LANUV-Studie 2011, spez. Abwassermenge je EW: 90 m³/(EW*a) bzw. 246 l/(EW*d)

4.4.5 Eliminationsleistung und Ozondosierung

In den umfangreichen Untersuchungen der EAWAG an einer auf dem Klärwerk Regensdorf in der Schweiz errichteten Ozonanlage wurden viele großtechnische Erfahrungen zur Elimination von Mikroschadstoffen durch den Einsatz von Ozon gesammelt. Für ein breites Spektrum an umweltgefährdenden Mikroschadstoffen konnten Gesamteliminationsgrade von rd. 90% nachgewiesen werden. Der für eine bestimmte Eliminationsleistung benötigte Ozoneinsatz hängt dabei direkt vom Gehalt an organischen Verbindungen – gemessen als DOC – ab. Als wirtschaftlich-betriebliches Optimum erwies sich eine Ozondosis von 0,6 mg O₃/g DOC, was bei einer verhältnismäßig geringen DOC-Konzentration von 5 mg/l im Ablauf der Nachklärung einer Dosierung von 3 mg Ozon/l Abwasser entspricht. Abbildung 21 zeigt exemplarisch die für ausgesuchte Mikroschadstoffe im großtechnischen Versuch erzielten Eliminationsgrade.

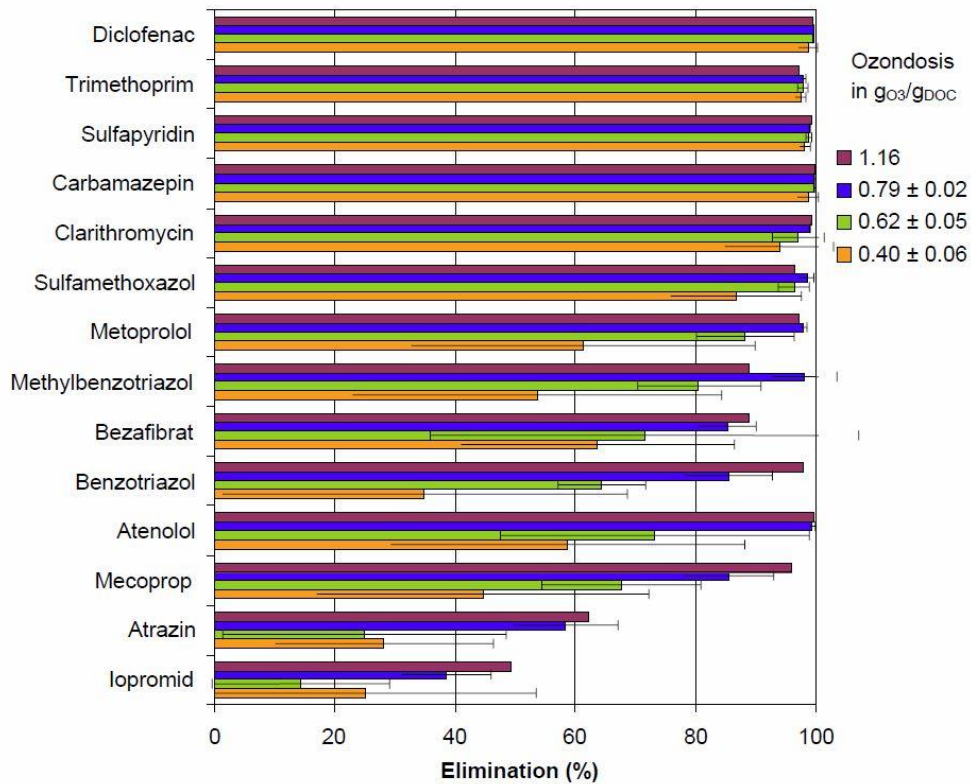


Abbildung 21: Eliminationsleistung Ozon (Abegglen 2009)

4.4.6 Umgesetzte Anlagen

Die bisher vorliegenden großtechnischen Erfahrungen mit Ozon als 4. Reinigungsstufe wurden auf der Kläranlage Regensdorf (Schweiz) und auf den nordrhein-westfälischen Kläranlagen Duisburg-Vierlinden, Schwerte (in Kombination mit einer nachgeschalteten PAK-Stufe, siehe Abbildung 22) und Bad Sassendorf gewonnen.



Abbildung 22: Ozonanlage KA Schwerte (Information Ruhrverband)

5 Betrachtete Verfahrensvarianten

5.1 Bemessungsgrundlagen und Ziele

Eine entscheidende Frage für die Auslegung der 4. Reinigungsstufe und vor allem für die damit verbundenen Investitionskosten ist die Dimensionierung der Anlagentechnik, d.h. vor allem die Festlegung der maximal zu behandelnden Abwassermenge. Eine Komplettbehandlung des anfallenden Abwassers bis hin zur maximalen Zuflussmenge von knapp 5.000 m³/h würde z.B. bei einem hydraulisch zu bemessenen Verfahren wie der PAK-Dosierung mit Sedimentationsbecken zu einem überproportional hohen baulichen Aufwand führen. Da bei hohen Abflussmengen auch hohe Verdünnungen des CSB und damit auch der Mikroschadstoffkonzentrationen auftreten, ist die Einleitung einer unbehandelten Teilabwassermenge oder aber die Inkaufnahme einer temporär verminderten Reinigungsleistung ein durchaus sinnvolles Konzept. Da es bezüglich der zu eliminierenden Mikroschadstoffe keine rechtsverbindlichen Vorgaben gibt, wird als Dimensionierungsgrundlage der mittlere Abwasservolumenstrom gewählt. Hiermit können ca. 80% des gesamten Abwasserzuflusses behandelt werden.

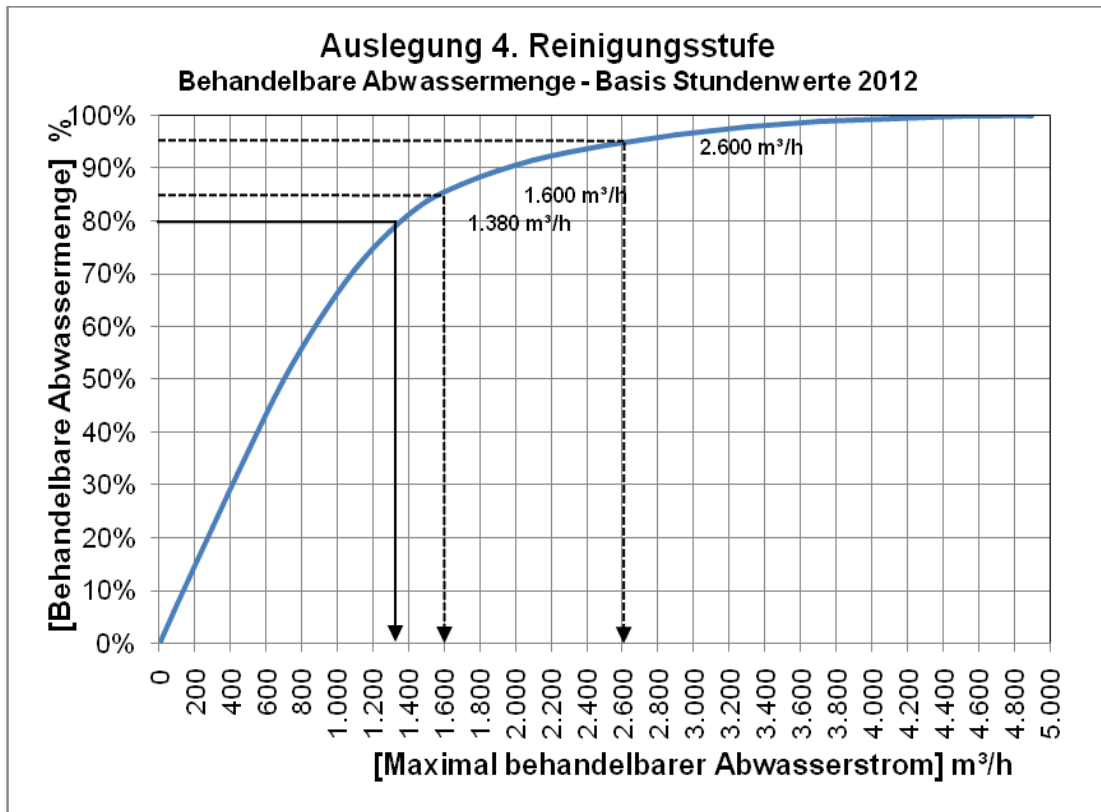


Abbildung 23: Bemessungswassermenge

Im Folgenden sind die Bemessungsgrundlagen für eine 4. Reinigungsstufe auf der KA Minden-Leteln zusammengestellt.

Tabelle 6: Bemessungsgrundlagen 4. Reinigungsstufe

Gesamte Abwassermenge (2012)	11,8 Mio. m³/a
Max. zu behandelnder Abwasserstrom:	Max. 1.400 m³/h
Behandelte Abwassermenge	9,5 Mio. m³/a (ca. 80%)
TOC im Zulauf zur 4. Reinigungsstufe	9 mg/l

Aus den verfügbaren Verfahren werden die schon großtechnisch umgesetzten und derzeit etablierenden Varianten unter Berücksichtigung lokaler Rahmenbedingungen für die weitere Betrachtung ausgewählt. Daher werden einige denkbare, aber aus derzeitiger Sicht weniger relevante Verfahrensvarianten nicht detailliert dargestellt und zahlreiche Sonderverfahren nicht explizit be-

rücksichtigt. In weiteren Planungsschritten können diese in Abstimmung mit dem Auftraggeber jederzeit aufgegriffen werden.

Die betrachteten Varianten wurden für den Einsatz auf dem Klärwerk Minden grob bemessen und des weiteren Investitions- und Betriebskosten hierfür abgeschätzt. Dabei sind die ermittelten Zahlen aufgrund der geringen Detailierungstiefe nur eine Orientierungsgröße, die – auch bezüglich der Betriebskosten – je nach Verfahren für die spezielle Anwendung auf die Klärwerk Minden in der weiteren Umsetzung verifiziert werden müssen.

Es ist anzumerken, dass je nach eingesetztem Verfahren auch die Ablaufwerte der abgaberelevanten Parameter (CSB, P etc.) verbessert werden, so dass ggf. Abwasserabgaben reduziert bzw. entfallen können (siehe Kap. 7.3). Dies wurde in der Kostenberechnung noch nicht berücksichtigt.

5.2 Variante 1: Kornaktivkohlefiltration

Da das Klärwerk Minden schon über eine Flockungsfiltration verfügt und die baulichen Erweiterungsmöglichkeiten für eine zusätzliche Reinigungsstufe begrenzt sind, wird als nächstliegende Variante die Umrüstung der bestehenden Flockungsfiltration in eine Kornaktivkohlefiltration betrachtet. Die Option einer der bestehenden Flockungsfiltration nachgeschalteten Kornaktivkohlefiltration in neu zu errichtenden Druckkesseln wird nicht betrachtet, da die TOC-Abläufe der bestehenden Nachklärung mit im Mittel 8,8 mg/l vergleichsweise niedrig sind und der apparative Aufwand ansonsten deutlich steigen würde. Alternativ zu einem Austausch des Filtermaterials gegen Kornaktivkohle bestünde theoretisch die Möglichkeit, einen Teil der Filterkammern (z.B. 5 von 10) weiter als erste Vorreinigungsstufe zu nutzen und den anderen Teil der Kammern nur mit Aktivkohle auszustatten. Dies würde allerdings zu deutlich überhöhten Filtergeschwindigkeiten (8 m/h bei mittlerem Zufluss und fast 28 m/h bei maximalem Zufluss) führen und außerdem einen erheblichen Umbauaufwand der bestehenden Flockungsfiltration bedeuten.

Aus diesem Grunde wird für die Variante 1 ein Austausch des Filtermaterials der 10 Filterkammern gegen granuliert Aktivkohle vorgesehen. Um noch ausreichend Platz für eine Filterbettausdehnung bei Rückspülung (rd. 15%) vorzuhalten und nicht zu hohe Filterwiderstände zu erzeugen, wird zunächst von einer Füllhöhe von 2,5 m ausgegangen. In Anlehnung an die derzeit in Betrieb befindlichen großtechnischen Umsetzungen wird beispielhaft angenommen, dass Aktivkohle in zwei Korngrößen (eine dünne untere Stüttschicht mit einer hohen Korngröße von 4-16 mm und eine dickere Schicht mit feinerem Material mit 0,5-2,4 mm Korngröße) zum Einsatz kommt. Im Falle einer Umsetzung wären hier genauere Untersuchungen durchzuführen. Bei gleichmäßiger Beschickung aller Filterkammern ergibt sich so im Mittel eine Filtergeschwindigkeit von 4,2-4,6 m/h. Bei maximalem Zulauf wird eine Filtergeschwindigkeit von gut 15 m/h erreicht. Für die Aufenthaltszeit ergibt sich bei 9 in Betrieb befindlichen Filterkammern (ein Filter im Rückspülbetrieb) eine Aufenthaltszeit von 10-33 min.

Im Zusammenhang mit einem Austausch des Filtermaterials sollte auch die Möglichkeit einer Durchflussregelung für jede Filterkammer vorgesehen werden. Dies könnte z.B. über Regelarmaturen im Zu- und Ablaufbereich der Filterkammern realisiert werden.

Bei der Betriebsweise der Kornaktivkohlefiltration muss entschieden werden, wie die jeweiligen Kammern betrieben werden. Da vor Erreichen eines vollständigen Filterdurchbruchs schon eine Abnahme der Filterwirksamkeit stattfindet und damit die Ablaufkonzentrationen an CSB, TOC bzw. Mikroschadstoffen der betroffenen Filterkammer ansteigen, muss über regelmäßige Messungen von Leitparametern (u.a. Messung des CSB im mehrtägigen Abstand) der einzelnen Filterkammern der Durchbruch kontrolliert werden, um rechtzeitig einen Wechsel des Filtermaterials einleiten. Da als Bemessungsgröße die Behandlung von rund 80% des Abwassers angenommen wurde, betrieblich und konzeptionell aber eine Befüllung aller Filterkammern mit Aktivkohle sinnvoll ist, wird aus Gründen der Vergleichbarkeit für die Berechnung der Filter-

standzeit über die durchgesetzten Bettvolumina nur 80% des Abwasserzuflusses berücksichtigt. Die Anlage wird überschlägig wie folgt dimensioniert:

Tabelle 7: Bemessungsgrundlagen Kornaktivkohlefiltration

Max. Abwasservolumenstrom	4.800 m ³ /h (wie Sandfiltration)	
Aktivkohlefüllung	10x85=850 m ³	255 t
Rechnerisch zu behandelnder Abwasseranteil	9,5 Mio. m ³ /a	
Angenommene Filterstandzeit	10.000 BV	ca. 7840 h
Abwasserdurchsatz bis Filterdurchbruch	8,5 Mio. m ³	
Jährlicher Aktivkohleverbrauch	285 t	

5.3 Variante 2: Pulveraktivkohledosierung mit Rückführung vor Flockungsfiltration

Obwohl derzeit der entwässerte Klärschlamm auf dem Klärwerk Minden noch landwirtschaftlich entsorgt wird, wird die Pulveraktivkohledosierung mit Rückführung nach dem AFSF-Verfahren mit Kontaktreaktor, Flockung und Sedimentationsbecken vor der bestehenden Sandfiltration betrachtet, da es sich dabei um die effizienteste Variante mit dem geringsten Aktivkohleverbrauch handelt. Allerdings wäre nach aktueller Rechtslage der Klärschlamm dann nicht mehr landwirtschaftlich verwertbar. Daraus resultiert, dass dann ein Wechsel zur thermischen Klärschlammmentsorgung stattfinden müsste.

Nach einer vorhergehenden Anmischung mit Wasser (Maische) wird die Pulveraktivkohle in einen separaten Kontaktreaktor unter Zugabe von Fäll- und Flockungsmitteln mit dem vorgereinigten Abwasser aus dem Ablauf der Nachklärung in Kontakt gebracht. Nach einer Kontaktzeit von 15-30 min wird die beladene Aktivkohle unter Zugabe von Flockungshilfsmitteln durch Sedimentation/Filtration getrennt. Die Trennung erfolgt aufgrund der begrenzten Platzverhältnisse in einem auf ca. 1,5 h Aufenthaltszeit bemessenen längsdurchströmten Rechteckbecken. Zur Erhöhung der Beladung und damit zur besse-

ren Ausnutzung der Aktivkohle wird diese über einen Rezirkulationsstrom in den Kontaktreaktor zurückgeführt (Aktivkohlerücklaufstrom führt zur Erhöhung der effektiven Kontaktzeit). Die beladene Kohle wird als Überschussskohle aus dem Rücklaufstrom abgezogen und in die biologische Stufe zurückgeführt, wo sie zusammen mit dem Überschussschlamm dem Abwasserprozess entzogen wird. Die zusätzliche Aktivkohlemenge (Erhöhung ÜS-Fracht um ca. 4 %) ist gegenüber der Gesamtschlammmenge zu vernachlässigen, so dass keine Beeinträchtigung der Nachklärung zu befürchten ist. Zusätzlich wird für die Förderung des vorgereinigten Abwassers aus dem Ablauf der Nachklärung in die Adsorptionsstufe ein Pumpwerk berücksichtigt.

Tabelle 8: Bemessungsgrundlagen Pulveraktivkohledosierung

Max. Durchfluss	4.800 m ³ /h
Bemessungswassermenge	1.400 m ³ /h
Mittlere behandelte Abwassermenge	1.085 m ³ /h
PAK-Dosierung	5-20 mg/l
Mittlere PAK-Dosierung	10 mg/l
Polymerdosierung	0,15-0,30 mg/l
Fällmitteldosierung	2-8 mg/l
Aufenthaltszeit im Kontaktreaktor (Bemessung)	30 min
Reaktorvolumen	700 m ³
Aufenthaltszeit im Sedimentationsbecken (Bemessung)	1,5 h
Volumen Sedimentationsbecken	rd. 2.100 m ³
Mittlerer Leistungsbedarf Peripherie (Hebwerk, Rezirkulation, Rührwerke)	30 kW

5.4 Variante 3: Ozonung vor Flockungsfiltration

Als Variante 2 wird die Integration einer Ozonanlage in den Ablauf der Nachklärbecken betrachtet, so dass möglicherweise entstehende Metaboliten der Ozonung in der nachgeschalteten Flockungsfiltration eliminiert werden kön-

nen. Hierfür wird ein zweistraßiger Ozonreaktor (gewählte Aufenthaltszeit 20 min) einschließlich der dazugehörigen Anlagenperipherie wie Sauerstofftank, Ozonerzeuger, Mess- und Regelungstechnik und Restozonvernichter vorgesehen. Die gesamte Anlage wird rohrleitungstechnisch an die Beschickungspumpen der Flockungsfiltration angebunden, wofür ggf. die bestehenden Pumpen ausgetauscht werden müssen. Die Anlage wird hydraulisch auf den gesamten Zulauf der Flockungsfiltration ausgelegt, allerdings bezüglich Aufenthaltszeiten im Ozonreaktor und Ozondosierung auf den zuvor festgelegten maximalen Bemessungszulaufstrom von 1.400 m³/h dimensioniert. Bei höheren Zuflüssen wird eine entsprechend geringere Ozondosis eingetragen. Die hydraulische Integration der Ozonanlage wird so ausgeführt, dass der Ablauf im freien Gefälle in das Zulaufgerinne der Flockungsfiltration geführt werden kann aber bei Außerbetriebnahme der Ozonanlage auch der alte Beschickungsweg noch möglich ist. Die Dimensionierungsdaten sind nachfolgend zusammengestellt:

Tabelle 9: Bemessungsgrundlagen Ozonung

Max. Durchfluss	4.800 m ³ /h	
Bemessungswassermenge	1.400 m ³ /h	
Mittlere behandelte Abwassermenge	1.085 m ³ /h	
Aufenthaltszeit im Ozonreaktor (Bemessung)	20 min	
Reaktorvolumen	rd. 470 m ³	
Ozondosierung	2-10 g/m ³	
Max. Erzeugung Ozonreaktor	14,0 kg O ₃ /h	
Spez. O ₂ -Bedarf	10 g O ₂ /g O ₃	
Max. Sauerstoffbedarf	140 kg/h	
Mittlere Ozondosierung	0,8 g O ₃ /g DOC	7 g/m ³
Mittlerer Ozonverbrauch	7,6 kg O ₃ /h	
Mittlerer Sauerstoffbedarf	76 kg O ₂ /h	
Mittlerer Leistungsbedarf (inkl. Peripherie)	0,13 kWh/m ³	140 kW

6 Kostenbetrachtung

Für die drei betrachteten Varianten wurden auf der Basis von Literaturdaten und veröffentlichten Zahlen zu vergleichbaren umgesetzten Projekten Investitionskosten abgeschätzt und über Nutzungsdauer und Zinssatz Kapitalkosten ermittelt. Zur Berechnung der Betriebskosten wurden der Energie- und Betriebsmittelbedarf ermittelt und Kosten für Personal und Wartung berücksichtigt. Da die Dosierung von Pulveraktivkohle (Variante 3) nach aktuellem Stand nur mit einer thermischen Verwertung des Klärschlammes zu vereinbaren ist, werden hierfür die gegenüber der landwirtschaftlichen Verwertung anfallenden Mehrkosten bei den Betriebskosten berücksichtigt. Dabei wurden folgende Annahmen getroffen:

Tabelle 10: Grundlagen der Wirtschaftlichkeitsberechnung (Kostenangaben in brutto)

Nutzungsdauer Bautechnik		30 a
Nutzungsdauer Maschinen- und Elektrotechnik		15 a
Real-Zinssatz nach LAWA		3%
Kapitalwiedergewinnungsfaktor	Bau	5,102%
	M+E	8,377%
Nebenkosten		15%
Stromkosten		20 ct/kWh
Personalkosten		45.000 €/(Person*a)
Wartungskosten		0,5(Bau)-1,5 %(M+E) des Invests/a
Aktivkohlekosten	Kornaktivkohle (frisch)	1.400 €/t
	Kornaktivkohle (Regeneriert)	950 €/t
	Pulveraktivkohle	1.500 €/t
Kosten flüssiger Sauerstoff		0,20 €/kg O ₂
Kosten landwirtschaftliche Klärschlamm Entsorgung		40 €/t
Kosten thermische Klärschlamm Entsorgung		70 €/t

6.1 Investitionskosten

Die Investitionskosten der Variante 1 beinhalten eine Erstbefüllung der Flockungsfiltration mit frischer Kornaktivkohle, eine Erneuerung der bestehenden Pumpen und eine Nachrüstung von Regelarmaturen. Variante 2 umfasst den Bau eines Kontaktreaktors einschließlich FHM und Fällmitteldosierung und ein Sedimentationsbecken einschließlich Hebewerk, Variante 3 beinhaltet eine zwei-straßige Ozonanlage einschließlich aller notwendigen Peripherie. Die Investkosten aller Varianten sind Bruttokosten und beinhalten pauschal 15% Nebenkosten für Gutachten, Honorare und Gebühren.

Tabelle 11: Investitionskostenschätzung der betrachteten Varianten

	Variante 1 GAK im FF	Variante 2 PAK (Kontaktbecken & Sedimentationsbecken)	Variante 3 Ozon vor FF
Bautechnik	450.000 €	1.600.000 €	700.000 €
Maschinentechnik	350.000 €	1.150.000 €	900.000 €
EMSR-Technik	170.000 €	450.000 €	350.000 €
Gesamtkosten	970.000 €	3,2 Mio. €	1,95 Mio.€

Die Umrüstung der bestehenden Flockungsfiltration in eine Kornaktivkohlefiltration (Variante 1) ist dabei bei knapp 1 Mio. € mit den geringsten Investitionskosten verbunden, der Bau einer Pulveraktivkohledosierung (Variante 2) ist mit über 3 Mio. € gut dreimal so teuer, die Ozondosierung bewegt sich in den Investkosten zwischen den beiden Varianten.

6.2 Betriebskosten

Tabelle 12: Betriebskosten der betrachteten Varianten

	Variante 1	Variante 2	Variante 3

	GAK	PAK	Ozon
Personal	15.000 €/a	15.000 €/a	10.000 €/a
Energie		52.600 €/a	245.300 €/a
Betriebsstoffe	270.800 €/a	142.600 €/a	133.200 €/a
Wartung/Versicherung	8.700 €/a	27.800 €/a	19.400 €/a
Schlammbehandlung		23.800 €/a	
Summe Betriebskosten	294.500 €/a	261.800 €/a	407.900 €/a

Bezüglich der Betriebskosten stellt die Pulveraktivkohledosierung die günstigste Variante dar, allerdings wurden bei den Schlammbehandlungskosten nur die durch die zusätzliche Aktivkohlefracht entstehenden thermischen Entsorgungskosten berücksichtigt und nicht die gegenüber dem Ist-Zustand (landwirtschaftliche Entsorgung) für die gesamte Schlammmenge (11.000 t/a) dann anfallenden Mehrkosten (70 statt 40 €/t) von umgerechnet 330.000 €/a. Die höchsten Betriebskosten entfallen in diesem Vergleich auf den Ozoneinsatz.

6.3 Gesamtkosten

Tabelle 13: Gesamtkosten

	Variante 1 GAK	Variante 2 PAK	Variante 3 Ozon
Kapitalkosten	69.600 €/a	225.900 €/a	146.600 €/a
Betriebskosten	294.800 €/a	261.800 €/a	407.900 €/a
Gesamtjahreskosten	364.400 €/a	487.700 €/a	554.500 €/a
Theoretische spezifische Kosten*	3,1 ct/m ³	4,1 ct/m ³	4,7 ct/m ³

* bezogen auf die Gesamtabwassermenge von 11,8 Mio. m³

In der Gesamtkostenbetrachtung stellt sich die Variante 1 mit Jahreskosten von gut 360.000 €/a und spezifischen Behandlungskosten von 3,1 ct/m³ Abwasser derzeit am günstigsten dar, gefolgt von den Varianten 2 (30% teurer) und 3 (50% teurer). Bei der Bewertung der betrachteten Varianten ist dabei

der große Einfluss der Betriebskosten (Aktivkohle, Sauerstoff bzw. elektrische Energie) zu bedenken, die rd. die Hälfte (Variante 2) bis drei Viertel (Varianten 2 und 3) ausmachen und die sehr stark von der Reinigungszielsetzung und der Abwasserqualität bestimmt werden. Des Weiteren sind mögliche Investitionskostenförderungen (siehe Kapitel 7) und eine potentielle Einsparung der Abwasserabgabe zu berücksichtigen, wobei bei Annahme einer 60%-igen Investitionskostenförderung, vor allem die kapitalintensiven Varianten 2 und 3 (Pulveraktivkohle bzw. Ozondosierung) profitieren.

Bei der Interpretation der spezifischen Abwasserbehandlungskosten ist anzumerken, dass insbesondere der Parameter Aktivkohlestandzeit wesentlich von der Abwasserzusammensetzung abhängt und die Behandlungskosten entscheidend beeinflusst. Überschlagsrechnungen haben ergeben, dass bei rascher Beladung der Aktivkohle, spezifische Behandlungskosten von rund 10 ct/m³ anfallen würden. Dies wird in der Literatur mit allgemeinen Behandlungskosten zwischen 7 und 37 ct/m³ für hochenergetische Verfahren bestätigt (Mertsch et al. 2012). Daher sollten im Vorfeld einer großtechnischen Umsetzung weiterführende abwasser- und verfahrenstechnische Untersuchungen durchgeführt werden, um die Bemessungsdaten zu verifizieren und örtliche Einflüsse näher zu beleuchten.

In aktuellen Arbeitsgesprächen mit Fachkollegen des Wasserverbandes Eifel-Rur (Stand: Mai 2013) wurde deutlich, dass z.B. in Düren eine Beladung der Kornaktivkohle im ungünstigsten Fall bereits nach 4.000 Bettvolumina gegeben ist. Ferner sind im Rahmen konkretisierender Überlegungen weiterführende energetische/ökologische Fragestellungen im Sinne einer ganzheitlichen Betrachtung mit einzubeziehen, da diese die abschließende Verfahrensentcheidung mit beeinflussen. So liegen z.B. Vorteile bei der Ozonung, da hier die Energie vor Ort erzeugt werden kann, der Eingriff in die vorhandene Abwassertechnik relativ gering ist und zudem eine vollautomatische Anlagensteuerung möglich ist.

6.4 Sensitivitätsbetrachtung

Wie zuvor erwähnt, ist der Einfluss der laufenden Betriebskosten auf die verschiedenen Varianten groß. Für Variante 1 beträgt der Anteil der Kapitalkosten nur 19%, 74% der Kosten werden durch den Aktivkohleverbrauch bestimmt. Dieser Kostenstruktur liegt eine Standzeit der Aktivkohlefilter von 10.000 Bettvolumina zugrunde, die wiederum direkt von der Restverunreinigung des Abwassers mit organischen Stoffen (DOC/TOC) und der Sorptionskapazität der eingesetzten Kohle abhängt. Sollte ein Durchbruch der Kohle schon nach 4.000 Bettvolumina stattfinden, würden die Betriebskosten um 150 % (+406.000 €) höher ausfallen.

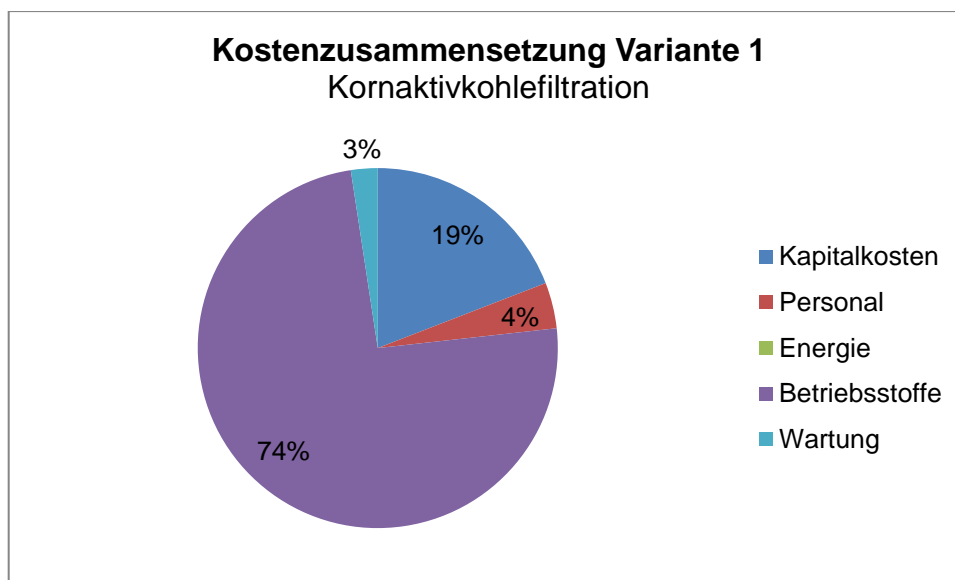


Abbildung 24: Kostenzusammensetzung Kornaktivkohlefiltration (Variante 1)

Nicht ganz so extrem stellt sich die Situation bei der Variante 2 (Pulveraktivkohledosierung) dar. Aufgrund des deutlich geringeren spezifischen Aktivkohleeinsatzes ist der betriebliche Kosteneinfluss (29% entfallen auf den Aktivkohleeinsatz) deutlich niedriger, auch ist der Kapitalkostenanteil mit 47% aufgrund des relativ hohen baulichen Aufwands sehr hoch.

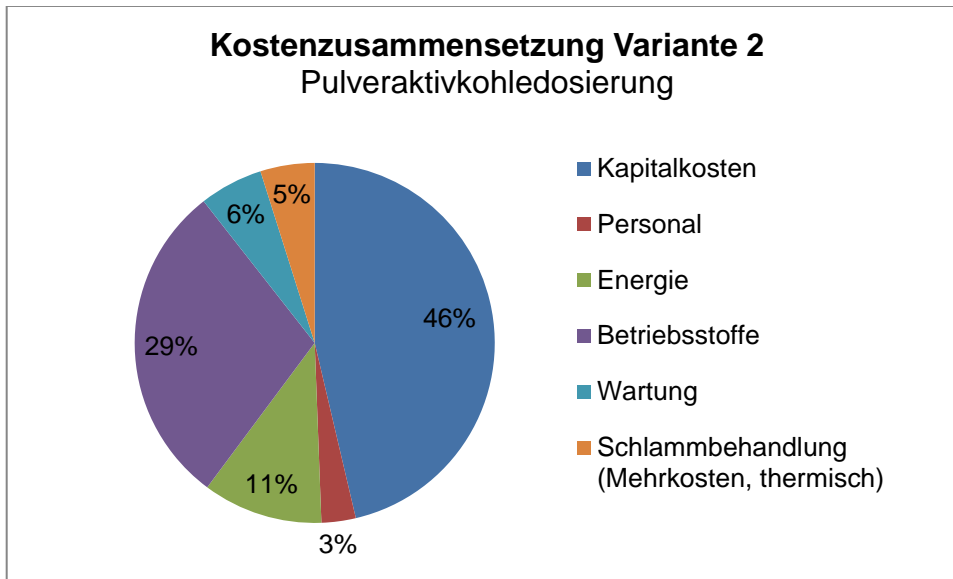


Abbildung 25: Kostenzusammensetzung Pulveraktivkohledosierung (Variante 2)

Auch für Variante 3 (Ozoneinsatz) überwiegen die Betriebskosten. Der höchste Anteil entfällt hier mit 44% auf die Energiekosten, die direkt proportional zum Ozonverbrauch sind, der genau wie der Aktivkohleverbrauch von den Reinigungszielen und dem Gehalt an organischen Stoffen (DOC/TOC) abhängt. Gleiches gilt für den ebenso direkt vom Ozonverbrauch abhängigen Bedarf an Flüssigsauerstoff. Beide Kostenblöcke zusammen machen ca. zwei Drittel der gesamten Behandlungskosten aus und sind überdies von den zukünftig zu erwartenden überproportionalen Energiepreiserhöhungen beeinflusst.

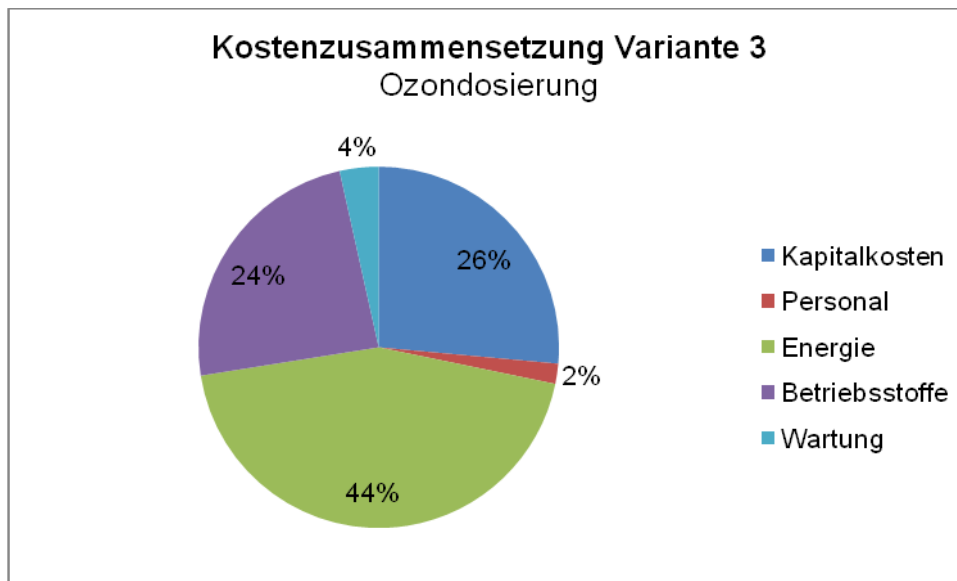


Abbildung 26: Kostenzusammensetzung Ozondosierung (Variante 3)

Da auch die Aktivkohleherstellung einen energieintensiven Prozess darstellt, der mit einem hohen Primärenergieverbrauch verbunden ist, sind allerdings in diesem Zusammenhang auch in den Varianten 1 und 2 entsprechende Kostensteigerungen zu erwarten.

7 Fördermöglichkeiten

Aufgrund der Tatsache, dass trotz laufender Forschungsvorhaben und Demonstrationsanlagen die Entfernung von Mikroschadstoffen noch nicht dem Stand der Technik zuzuordnen ist, werden aktuell Maßnahmen in diesem Bereich gefördert. Die wichtigsten Möglichkeiten sind im Folgenden dargestellt.

7.1 NRW-Förderrichtlinie Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung

NRW-Richtlinie „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung“. Förderbereich 3: Ertüchtigung öffentlicher Kläranlagen zur Elimination von Mikroschadstoffen und zum Rückhalt von Bakterien, Viren und antibiotikaresistenter Keime.

Gegenstand der Förderung: Maßnahmen zur Aus- oder Umrüstung von öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen mit innovativen Reinigungsverfahren, wie z.B. Membrantechnologie, Ozonolyse, UV-Verfahren oder andere innovative Technologien mit gleichartiger Reinigungsleistung und dem Ziel der

- a) Hygienisierung des Abwassers oder
- b) Elimination von gefährlichen Stoffen und Mikroschadstoffen wie z.B. Industriechemikalien (PFC, Tosu, Sulfolan, Weichmacher u.a.), Arzneimittelrückstände, Personal Care Produkte, etc..

Zuwendungsumfang: Zuwendungsfähig sind die Ausgaben der Projekte für die Errichtung der innovativen Abwasserreinigungsverfahren einschließlich der dazugehörigen betrieblichen Einrichtungen. Zusätzliche notwendige Ausgaben für die Ausrüstung und den Einbau der mit der Technologie verbundenen Ausrüstungsgegenstände und Investitionen sind ebenfalls förderfähig (z.B. eine Vorbehandlung des Abwassers durch Feinsiebe).

Förderhöhe: Das Land unterstützt die technologische Nachrüstung kommunaler Kläranlagen zur Mikroschadstoffentfernung durch einen Zuschuss von bis zu 70% (noch in 2013, anschließend 60%) auf die anfallenden Investi-

onskosten bzw. bis zu 40% bei der Nachrüstung zur Hygienisierung. Der Förderantrag wird bei der NRW.Bank gestellt und an das LANUV zur Beurteilung weitergeleitet.

7.2 EFRE-Fördermittel

Das Operationelle Programm des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) im Ziel „Investitionen in Wachstum und Beschäftigung“ Baden-Württemberg 2014-2020 ist in eine Reihe von europäischen, nationalen und regionalen Grundsatzprogrammen und den darin vorgegebenen Zielsetzungen eingebettet. Die EFRE-Mittel sind mindestens in gleicher Höhe durch Mittel des Landes oder der Kommunen zu ergänzen. Nächste Förderperiode ist 2014 bis 2020. In der aktuellen Förderperiode (2007-2013) wurden allerdings „nur“ 10,5 Mio. € für die großtechnische Spurenstoffelimination in kommunalen Kläranlagen bereitgestellt.

7.3 Verrechnung mit der Abwasserabgabe

Durch Reduktion der abwasserabgabenrelevanten Parameter wie CSB und P besteht auch die Möglichkeit, die Investitionen mit der Abwasserabgabe zu verrechnen, bzw. bei Unterschreitung der Grenzwerte für z.B. CSB die komplette Abwasserabgabe für diesen Parameter zu sparen. Im Verbandsklärwerk Steinhäule (Ulm) wird angestrebt, mit Hilfe einer Pulveraktivkohlereinigungsstufe, den sogenannten Schwellenwert für CSB von 20 mg/l dauerhaft zu unterschreiten, so dass die Zahlung der Abwasserabgabe für diesen Parameter komplett entfällt. Der derzeitige CSB-Überwachungswert des Klärwerks Minden-Leteln wurde auf 30 mg/l herab erklärt. 2012 wurden rund 11,8 Mio. m³ Abwasser behandelt, was einer Jahresfracht von 7.080 Schadeinheiten CSB (eine Schadeinheit CSB = 50 kg) entspricht. Die pro Schadeinheit zu entrichtende Abgabe entspricht 35,79 € (100%), da bei Einhaltung der Überwachungswerte nur der ermäßigte Satz gilt, ergibt sich eine Abgabe von 17,89

€/Schadeinheit. In Summe ergibt sich so ein Einsparpotenzial von rd. 126.000 €/a bezogen auf den Parameter CSB.

Unabhängig davon kann bei Herabklärung eines Überwachungsparameters um mindestens 20%, die anstehende Investition mit den Abwasserabgaben der vergangenen drei Jahre **aller** Überwachungswerte verrechnet werden.

8 Zusammenfassung und Empfehlungen für die weitere Vorgehensweise

Die Elimination von Mikroschadstoffen aus Abwasser und die Wechselwirkungen mit den Bereichen Gesundheit und Hygiene sind hochaktuelle und sehr bedeutende wasserwirtschaftliche Herausforderungen. Diverse nationale Förderprogramme und politische Stellungnahmen bestätigen diese Einschätzung.

Im Rahmen einer Machbarkeitsstudie wurde auf der Kläranlage Minden-Leteln der Einsatz weitergehender Reinigungstechniken grundzünftig geprüft. Von den zur Verfügung stehenden Technologien wurden drei in Frage kommende Varianten ausgewählt und näher untersucht. Das Ziel war es, Verfahren mit einer großen Breitbandwirkung zu betrachten, um möglichst viele Mikroverunreinigungen zu eliminieren. Dies führte zu einer Betrachtung der nachfolgenden Varianten:

- Variante 1 stellt als Umrüstung der bestehenden Flockungsfiltration in eine Kornaktivkohlefiltration die zunächst nächstliegende und einfachste Option dar. Hierfür werden etwa 1 Mio. € Investitionskosten nötig.
- Variante 2 ist ein weiteres Aktivkohleverfahren, im Gegensatz zu Variante 1, wird hier Pulveraktivkohle eingesetzt und durch Rückführung in den Mischreaktor besonders effizient genutzt. Bedingt durch zusätzliche Bautechnik ist im Falle einer großtechnischen Umsetzung von 3,2 Mio. € Investitionskosten auszugehen.
- Variante 3 stellt mit einer zusätzlichen Ozonstufe zwischen Ablauf Nachklärung und Flockungsfiltration (ggf. auch im Ablauf der Flockungsfiltration) ein alternatives und attraktives Behandlungsverfahren mit anderen Wirkungsschwerpunkten bezüglich der Mikroschadstoffelimination dar. Die hierfür notwendigen Investitionskosten liegen bei etwa 2 Mio. €.

Allen Varianten gemein ist dabei der direkte Zusammenhang zwischen Betriebsmittelaufwand und Reinigungserfolg, d.h. je weitergehender die angestrebte Elimination von Mikroschadstoffen, desto höher der Bedarf an Ozon bzw. Aktivkohle. Der Einsatz von Kornaktivkohle in der vorhandenen Flokkungsfiltration führt dabei mit rd. 3,1 ct/m³ im direkten Vergleich zu den geringsten Jahreskosten, vor allem da aufgrund der schon vorhandenen Infrastruktur der Kapitalkostenanteil gering ist. Die Standzeit der Aktivkohle ist jedoch stark von der Abwasserzusammensetzung abhängig und abschließend nur mit orientierenden Vorversuchen bestimmbar. Der Einsatz von Ozon führt mit 4,7 ct/m³ zu den zunächst höchsten spezifischen Behandlungskosten, wobei hierbei bedacht werden sollte, dass die Mikroschadstoffe streng genommen nicht aus dem Abwasser entfernt, sondern durch nur Oxidation in (unschädlichere) Transformationsprodukte umgewandelt werden. Der Einsatz von Pulveraktivkohle ist zwar mit den geringsten Betriebskosten verbunden, durch den höheren investiven Aufwand aber mit insgesamt 4,1 ct/m³ teurer als die Variante 1. Da nach aktuellem Kenntnisstand der Einsatz von Pulveraktivkohle nur mit einer thermischen Entsorgung des (Aktivkohlehaltigen) Klärschlammes vereinbar ist, ist diese Variante nicht zu empfehlen, solange die landwirtschaftliche Verwertung auf dem Klärwerk Minden beibehalten wird.

Für die weitere Umsetzung erscheinen sowohl die Variante 1 als auch die Variante 3 als Vorzugslösung, wobei in einem nächsten Schritt eine vertiefte Untersuchung der beiden Varianten - begleitet von Voruntersuchungen z.B. zur Auswahl einer geeigneten Aktivkohle - durchgeführt werden sollten. Zu empfehlen wäre im Falle eines Aktivkohleeinsatzes z.B. die schrittweise Umrüstung von ein bzw. zwei Filterkammern, an denen entsprechende Betriebserfahrungen gesammelt werden könnten. Dies wäre im Rahmen eines gefördernten Vorhabens vergleichend zur Ozonung im Versuchsmaßstab denkbar. Als dabei vorteilhaft erweisen sich der relativ geringe Umbauaufwand und das geringe wirtschaftliche Risiko. Der vergleichende Einsatz einer Ozonung erscheint überdies unter Berücksichtigung betrieblicher Rahmenbedingungen sinnvoll.

Da eine abschließende Auswahlentscheidung nur unter Hinzuziehung weiterer örtlicher und betrieblicher Aspekte der Städtischen Betriebe Minden erfolgen sollte, erscheint aus Sicht der Unterzeichner auch angesichts der derzeit bestehenden Fördermöglichkeiten als nächster Schritt die Durchführung von technischen Versuchen sinnvoll. Dazu sollten eine Aufgabenstellung formuliert und ein Förderantrag gestellt werden. Die Städtischen Betriebe Minden würden sich damit diesem aktuellen Thema der Abwasserbehandlung in besonderem Maße widmen.

Hannover, im November 2013

PFI Planungsgemeinschaft

Dipl.-Ing. Oliver Hermanussen

Dr.-Ing. Silvio Beier

Prof. Dr.-Ing. Johannes Müller-Schaper

Literaturverzeichnis

Abegglen et al. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser, Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf, EAWAG

Brehm, A. (2009): Praktikum der Technischen Chemie - Universität Oldenburg

Cleuvers, M. (2003): Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects. *Toxicology Letters*, 142 (3), 185-194

Götz C., Bergmann S., Ort Ch., Singer H., Kase R. (2012): Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser – Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen. Studie im Auftrag des MKKULNV

Götz, C.W. (2010): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, gwa 7/2010

Hoigné, J. (1988): *The Chemistry of Ozone in Water. Process Technology for Water Treatment*. Plenum Publ. Corp., 121-143

Mertsch, V., Herbst H., Schaefer, S. (2012): Kosten zur Reduzierung der Gewässerbelastung in NRW. 2. Fachsymposium Mikroschadstoffe, 21.06.2012, Düsseldorf

Metzger und Kapp (2008): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen, VSA Fachtagung

Mutschmann, Stimmelmayer (1995): *Taschenbuch der Wasserversorgung* 11. Auflage, Franckh-Kosmos Verlag

Nahrstedt et. al (2012): GAK zur Mikroschadstoffelimination in vorhandenen Abwasserfiltrationsanlagen: Kläranlagen Obere Lutter und Düren-Merken, Symposium Mikroschadstoffe (21.06.2012)

PILLS (2012): Pharmazeutische Rückstände in der aquatischen Umwelt – eine Herausforderung für die Zukunft, Abschlußbericht 2012.

Pinnekamp, J., Bornemann, C. (2012): Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle, LANUV, Abschlußbericht 2012

Pinnekamp, J., Bolle, F.-W. (2011): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase I, LANUV

Rössler und Metzger (2012): Spurenstoffelimination mit Pulveraktivkohle in Baden-Württemberg, WWT Modernisierungsreport 2012/2013

UMBW (2012): Anthropogene Spurenstoffe im Gewässer – Spurenstoffbericht Baden-Württemberg 2012

Zwickenpflug, B., Boehler, M. (2009): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser 3. Zwischenbericht, 2009, EAWAG

Zwickenpflug, B., Boehler, M. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, EAWAG, Abschlußbericht Micropoll

Zwickenpflug, B., Boehler, M. (2011): Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon, Ergänzende Untersuchungen EAWAG

Anhang

Tabelle 14: Schweizer Liste der Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser

Substanzname	Wirkstoffgruppe	Oberflächeng. # Gefunden / # Messungen	Oberflächeng. Durchschnitt. Konz. (ng/l)	Oberflächeng. 90% Perzentil Konz. (ng/l)	ARA Auslauf # Gefunden / # Messungen	ARA Auslauf Durchschnitt. Konz. (ng/l)	ARA Auslauf 90% Perzentil Konz. (ng/l)
Arzneimittel							
Atenolol	Betablocker	49 / 75	205	275	18 / 18	843	1160
Azithromycin	Antibiotikum	1 / 43	12	12	18 / 19	175	327
Bezafibrat	Lipidsenker	10 / 66	24	36	12 / 15	139	251
Carbamazepin	Antiepileptikum	112 / 509	13	43	78 / 78	482	790
Carbamazepin-10,11 – Dihydro-10,11-Dihydroxy	Transformationsprodukt	4 / 4	490	1011	6 / 6	1551	1882
Clarithromycin	Antibiotikum	37 / 74	30	73	32 / 32	276	497
Diatrizoat (=Amidotrizoesäure)	Kontrastmittel	15 / 53	206	482	7 / 10	598	1420
Diclofenac	Analgetikum	77 / 137	65	150	54 / 54	647	1170
Erythromycin ¹⁾	Antibiotikum	6 / 28	25	44	17 / 17	42	75
Ethinylestradiol	Synthetisches Estrogen	4 / 99	5	10	6 / 27	2	3
Ibuprofen	Analgetikum	16 / 137	35	52	54 / 54	394	1439
lomeprol	Kontrastmittel	9 / 53	275	91	9 / 19	380	295
Iopamidol	Kontrastmittel	14 / 53	92	51	15 / 19	377	880
Iopromid	Kontrastmittel	21 / 53	96	65	13 / 19	876	2460
Mefenaminsäure	Analgetikum	7 / 28	7	14	10 / 10	870	1658
Metformin	Antidiabetikum	13 / 13	713	3057	6 / 6	10347	13427
Metoprolol	Betablocker	24 / 57	20	50	17 / 17	166	322
Naproxen	Analgetikum	22 / 137	37	82	38 / 39	462	678
Sotalol	Betablocker	39 / 74	63	189	21 / 21	435	730
Sulfamethoxazole	Antibiotikum	34 / 66	26	59	34 / 34	238	427
N4-Acetylsulfamethoxazol	Transformationsprodukt	5 / 40	3	17	5 / 6	67	157
Trimethoprim	Antibiotikum	26 / 74	13	36	42 / 45	100	163

Substanzname	Wirkstoffgruppe	Oberflächeng- # Gefunden / # Messungen	Oberflächeng- Durchschnitt- Konz. (ng/l)	Oberflächeng- 90% Perzentil Konz. (ng/l)	ARA Auslauf # Gefunden / # Messungen	ARA Auslauf Durchschnitt- Konz. (ng/l)	ARA Auslauf 90% Perzentil Konz. (ng/l)
Stoffe mit beabsichtigten bioziden Eigenschaften, die einer Zulassung unterliegen							
2,4-D	Herbizid	16 / 125	67	53	4 / 6	13	25
Carbendazim	Fungizid	37 / 73	16	34	17 / 30	81	170
Diazinon	Insektizid	367 / 1211	15	30	40 / 84	173	494
Diethyltoluamide (DEET)	Insektizid	236 / 331	135	120	11 / 55	593	817
Dimethoat	Insektizid	14 / 355	22	34	k.A.	k.A.	k.A.
Diuron	Herbizid	98 / 697	54	70	13 / 34	1379	201
Glyphosat ¹⁾	Herbizid	64 / 162	373	637	k.A. *)	k.A.	k.A.
AMPA	Transformationsprodukt	60 / 162	140	290	k.A. *)	k.A.	k.A.
Irgarol	Herbizid	18 / 878	3	k.A.	9 / 29	30	58
Isoproturon	Herbizid	211 / 1001	315	820	11 / 14	12	35
MCPA	Herbizid	56 / 137	40	111	6 / 6	25	44
Mecoprop-P	Herbizid	100 / 188	45	74	26 / 29	424	765
Triclosan ²⁾	Mikrobizid	3 / 12	20	31	6 / 6	116	224
Stoffe mit Wirkung auf den Hormonhaushalt (hormonaktive Stoffe, die nicht als Arzneimittel eingesetzt werden)							
Bisphenol A (BPA) ⁴⁾	Additiv	44 / 66	840	3440	22 / 25	331	679
Estradiol	Natürliches Estrogen	17 / 92	2	3	18 / 28	3	5
Estron	Natürliches Estrogen	36 / 116	2	3	26 / 30	15	35
Nonylphenol ³⁾	Additiv	15 / 25	441	1100	7 / 7	267	353
Perfluoroctansulfonat (PFOS) ⁴⁾	Tensid	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Weitere Stoffe mit umweltrelevanten Eigenschaften***)							
Acesulfam	Lebensmittelzusatzstoff	24 / 24	4010	6200	4 / 4	22500	30700
Benzothiazol ⁴⁾	Additiv	4 / 4	373	862	6 / 6	494	662
Benzotriazol	Korrosionsschutzmittel	366 / 382	1230	2990	41 / 41	12881	17300
EDTA ^{**)}	Komplexbildner	202 / 248	2820	5380	10 / 10	20930	30290
Methylbenzotriazol	Korrosionsschutzmittel	303 / 331	249	516	30 / 30	1140	1950
NTA ^{**)}	Komplexbildner	183 / 253	2890	5800	10 / 10	5370	6930
Sucralose	Lebensmittelzusatzstoff	12 / 13	540	1039	6 / 6	4600	6523

¹⁾ Erythromycin wird schnell in Erythromycin-H₂O umgewandelt. Die quantitative Analyse ist problematisch
²⁾ Triclosan sorbiert relativ stark (>75% an Klärschlamm). Die Analyse von Triclosan ist schwierig [45]
³⁾ Für Nonylphenol wurden nur Messwerte seit dem Jahr 2006 berücksichtigt (Verbot für gewisse Produkte mit NP vom 1.8.2006, ChemRRV)
⁴⁾ Bisphenol A, PFOS und Benzothiazol sind ubiquitäre Stoffe. Die Analyse ist aufgrund von Blindwerten schwierig.
^{*)} Glyphosat ist gemäss EPISuite [46], welches in der Kategorisierungsmethode verwendet wird «Ready-Biodegradable» und würde gemäss den oben beschriebenen Verfahren nicht berücksichtigt. Messungen zeigen jedoch, dass es in der Umwelt vorkommen kann. Glyphosat ist eines der meistverkauften Pflanzenschutzmittel der Welt, wird häufig im Siedlungsbereich eingesetzt und wurde in Oberflächengewässern im µg/l Bereich gefunden [47, 48]. Diese hohen Konzentrationen sind weniger durch die Umwelteigenschaften von Glyphosat zu erklären (diese sind im Vergleich zu anderen PSM) als durch den sehr hohen Einsatz (pseudo-persistent).
^{**)} EDTA und NTA sind gemäss EPISuite [46], welches in der Kategorisierungsmethode verwendet wird «Ready-Biodegradable» und würden gemäss den oben beschriebenen Verfahren nicht berücksichtigt. Messungen von EDTA und NTA in Oberflächengewässern und Grundwasser zeigen jedoch, dass diese Stoffe in die Gewässer gelangen, obwohl das Persistenz-Kriterium gemäss der Kategorisierung nach Götz et al (2009) nicht erfüllt ist, deshalb wurde die Liste um diese Stoffe ergänzt.
^{***)} Eine umweltrelevante Eigenschaft kann neben der Toxizität auch beispielsweise eine hohe Persistenz sein.
k.A.: Keine Daten vorhanden
Die Messwerte sind unter Anderem aus folgenden Berichten und Arbeiten: [5, 9–20]