



## **Zentralklärwerk Ahaus**

### **4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen**

Machbarkeitsstudie  
März 2015 | 1. – 10. Ausfertigung  
Projektnummer 0100 072





## **Zentralklärwerk Ahaus 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen**

Machbarkeitsstudie  
März 2015 | 1. – 10. Ausfertigung  
Projektnummer 0100 072

Bearbeitet durch:  
Dipl.-Ing. Norbert Biebersdorf  
Dr.-Ing. Jan Mauriz Kaub  
M.Sc. Fernando Urueta

Aufgestellt:  
Bochum, im März 2015  
bie-ka-uru-ko

Dipl.-Ing. Norbert Biebersdorf

## Gesamtinhaltsverzeichnis

### I Textteil

- Erläuterungsbericht
- Anlagen

### II Zeichnungen

Blatt	Titel	Maßstab	Verwaltungsnummer
1	Lageplan, Variante 1 PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle	1 : 250	030 007 01 00
2	Lageplan, Variante 2 GAK-Filtration	1 : 250	030 007 02 00
3	Lageplan, Variante 3 Sandfilter + Ozonung + Schönungsteich	1 : 250	030 007 03 00

**Auftraggeber:**

Stadt Ahaus  
- Tiefbauamt -  
Rathausplatz 1  
48683 Ahaus

Telefon: 02561 720  
Telefax: 02561 72100

**Projektleiter:**

Herr Dipl.-Ing. Köning

Telefon: 02561 72490  
m.koenig@ahaus.de

**Bearbeitung durch:**

TUTTAHS & MEYER Ingenieurgesellschaft mbH  
Universitätsstraße 74  
44789 Bochum

Telefon: 0234 33305-0  
Telefax: 0234 33305-11  
info@tum-bochum.de

Herr Dipl.-Ing. Norbert Biebersdorf

Telefon: 0234 33305-54  
n.biebersdorf@tum-bochum.de

Herr Dr.-Ing. Jan Mauriz Kaub

Telefon: 0234 33305-36  
jm.kaub@tum-bochum.de

Herr M.Sc. Fernando Urueta

Telefon: 0234 33305-64  
f.urueta@tum-bochum.de

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Veranlassung und Aufgabenstellung .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Zugrunde liegende Unterlagen .....</b>	<b>1</b>
<b>3</b>	<b>Belastungsdaten Hydraulik .....</b>	<b>2</b>
<b>4</b>	<b>Reinigungsanforderungen .....</b>	<b>3</b>
<b>5</b>	<b>Anlagenbestand .....</b>	<b>3</b>
<b>6</b>	<b>Spurenstoffe im Wasserkreislauf .....</b>	<b>4</b>
6.1	Einleitung .....	4
6.2	Charakterisierung des Verhaltens von anthropogenen Spurenstoffen .....	5
6.3	Screening im Zu- und Ablauf des Zentralkläwerks Ahaus .....	5
<b>7</b>	<b>Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen .....</b>	<b>8</b>
7.1	Überblick .....	8
7.2	Adsorption .....	8
7.2.1	Grundlagen .....	8
7.2.2	Einsatz von Aktivkohle in der Abwassertechnik zur Spurenstoffelimination .....	13
7.2.2.1	Pulveraktivkohle .....	13
7.2.2.2	Granulierte Aktivkohle .....	15
7.3	Ozonung .....	16
7.3.1	Grundlagen .....	16
7.3.1.1	Einsatz und Wirkung von Ozon .....	16
7.3.1.2	Ozonanwendung .....	17
7.3.2	Einsatz von Ozon in der Abwassertechnik zur Spurenstoffelimination .....	18
<b>8</b>	<b>Darstellung der untersuchten Verfahrenskombinationen .....</b>	<b>19</b>
8.1	Beschickungsmenge .....	19
8.2	Verfahrensfestlegung .....	23
8.3	Randbedingungen .....	23
8.4	Varianten .....	23
8.4.1	Variante 1: PAK mit Rücklaufkohle .....	23
8.4.1.1	Allgemein .....	23
8.4.1.2	Ausführung .....	24
8.4.2	Variante 2: Filtration über granulierte Aktivkohle .....	26
8.4.2.1	Allgemeines .....	26
8.4.2.2	Ausführung .....	27
8.4.3	Variante 3: Ozonung mit vorgeschaltetem Sandfilter und Nachbehandlung im Schönungsteich .....	28
8.4.3.1	Allgemeines .....	28
8.4.3.2	Ausführung .....	29
8.5	Ergebnisübersicht Varianten .....	32

<b>9</b>	<b>Kosten</b> .....	<b>33</b>
9.1	Allgemein .....	33
9.2	Investitionskosten.....	33
9.3	Betriebskosten .....	33
9.4	Jahreskosten.....	35
9.5	Sensitivitätsanalyse .....	36
<b>10</b>	<b>Bewertung</b> .....	<b>37</b>
<b>11</b>	<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>39</b>
	<b>Literaturverzeichnis</b> .....	<b>41</b>

**Bildverzeichnis**

Bild 1:	Volumenstrom Ablauf ZKW Ahaus .....	2
Bild 2:	Fließschema ZKW Ahaus (Abwasser und Schlamm) .....	4
Bild 3:	Auswertung der Screening-Ergebnisse im Ablauf des Zentralkläwerks Ahaus .....	6
Bild 4:	Vergleich der Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf verschiedener Kläranlagen .....	7
Bild 5:	Konzentrationen im Zu- und Ablauf des Zentralkläwerks Ahaus .....	7
Bild 6:	Verfahren zur Spurenstoffelimination (Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW 2013) .....	8
Bild 7:	Grundbegriffe der Adsorption .....	9
Bild 8:	Teilschritte der Adsorption (Breitbach und Bathen, 2001) .....	9
Bild 9:	Isotherme Adsorption Phenol an Aktivkohle bei unterschiedlichen NaCl-Konzentrationen (Cooney 1998) .....	10
Bild 10:	Adsorptionsverhalten zweier unterschiedlicher Stoffe im Festbettadsorber (DVGW W 239) .....	11
Bild 11:	Verlagerung der Adsorptionszone über die Filterlaufzeit (Sontheimer u. a., 1985) .....	12
Bild 12:	Durchbruchskurve eines Adsorptivgemisches (Worch 2004, modifiziert) .....	13
Bild 13:	Schema Ozonerzeugung (Gujer 1999, modifiziert) .....	17
Bild 14:	Ergebnisse Elimination Spurenstoffe ARA Regensdorf (Abegglen u. a. 2009) .....	19
Bild 15:	Wirkungsgrade bei Vollstrombehandlung (Konzentration beispielhaft) .....	20
Bild 16:	Wirkungsgrade bei Teilstrombehandlung (Konzentration beispielhaft) .....	20
Bild 17:	Beispielhaft grafische Darstellung der Wirkungsgrade bei Teilstrombehandlung ....	21
Bild 18:	Summenhäufigkeitskurve für die Ablaufwassermenge im Untersuchungszeitraum .....	22
Bild 19:	Behandelte Abwassermenge in Abhängigkeit des Bemessungszuflusses der Verfahrensstufe zur Spurenstoffelimination .....	22
Bild 20:	Blockscheema Variante 1: PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle .....	23
Bild 21:	Schnitt eines Tuchfilters, Ausführungsbeispiel (Quelle: Mecana) .....	25
Bild 22:	Lageplanausschnitt Variante 1: PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle .....	26
Bild 23:	Blockscheema Variante 2: GAK-Filtration .....	27
Bild 24:	Lageplanausschnitt Variante 2: GAK-Filtration .....	28
Bild 25:	Blockscheema Variante 3: Ozonung mit nachgeschaltetem Sandfilter .....	29
Bild 26:	Dyna-Sandfilter: links: Prinzipdarstellung, rechts: Anordnung im Betonbecken (Quelle: Nordic-Water) .....	30
Bild 27:	Lageplanausschnitt Variante 3: Ozonung mit vorgeschaltetem Sandfilter .....	31
Bild 28:	Anteile kapital-, betriebs- und verbrauchsgebundene Kosten an den Jahreskosten der Varianten .....	36

## **Anlagenverzeichnis**

- Anlage 1: Auslegung Varianten 1 bis 3
- Anlage 2: Investitionskosten Varianten 1 bis 3
- Anlage 3: Betriebskosten Varianten 1 bis 3
- Anlage 4: Jahreskosten
- Anlage 5: Screening-Ergebnisse des Zentralkläwerks Ahaus



## 1 **Veranlassung und Aufgabenstellung**

Die Ertüchtigung von kommunalen Kläranlagen im Hinblick auf die Elimination von anthropogenen Spurenstoffen wird derzeit in der Fachwelt diskutiert.

Diese 4. Reinigungsstufe ist in der Bundesrepublik, insbesondere in Baden-Württemberg und auf einigen Anlagen in Nordrhein-Westfalen bereits in Betrieb. In der Schweiz wird eine landesweite Einführung vorbereitet.

Nicht zuletzt lassen die Aktivitäten im Umweltausschuss des Europäischen Parlaments mit der Aufnahme von erstmals drei Pharmaka-Wirkstoffen in die sogenannte „Watch-List“ darauf schließen, dass die 4. Reinigungsstufe zukünftig Pflicht werden könnte.

In den letzten Jahren wurden verschiedene Verfahrenskombinationen auch im großtechnischen Maßstab untersucht. So stehen verschiedene Konzepte zur Elimination der genannten Stoffe zur Verfügung.

Um die Realisierbarkeit dieser Verfahren auf den Kläranlagen konkret zu untersuchen, fördert das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen Machbarkeitsstudien.

Die Stadt Ahaus hat die TUTTAHS & MEYER Ing.-GmbH beauftragt, für das Zentralklärwerk Ahaus eine solche Studie auszuarbeiten.

Mit der Studie soll eine Entscheidungsgrundlage geschaffen werden, um die Auswahl eines möglichen Verfahrens durch die Stadt Ahaus zu unterstützen. Neben den technischen Aspekten werden auch die Wirtschaftlichkeit und weitere Punkte, wie z. B. die Nachhaltigkeit, bewertet.

Die Machbarkeitsstudie gliedert sich in folgende Punkte auf:

- Datenauswertung mit Ermittlung der für die Auslegung maßgeblichen Teilstrommenge;
- Auswertung der Ergebnisse der Spurenstoffanalytik;
- Auslegung der insgesamt drei Verfahrenskombinationen;
- Darstellung der Varianten im Lageplan und im Blockfließbild;
- Beschreibung und Bewertung der Verfahren;
- wirtschaftliche Bewertung der Konzepte anhand der Jahreskosten; dazu werden die Investitionskosten und die Betriebskosten abgeschätzt;
- Zusammenfassung der Bewertung in einer Entscheidungsmatrix.

## 2 **Zugrunde liegende Unterlagen**

Die Grundlage der vorliegenden Planung bilden im Wesentlichen die folgenden Unterlagen:

- Durchflussmengen im Ablauf im Zeitraum von Januar 2013 bis Mai 2014 (.xls),
- Genehmigungsentwurf nach § 58 (2) LWG (.pdf), Umbau und Erweiterung des Zentralklärworks Ahaus, TUTTAHS & MEYER Ing.-GmbH, Dezember 2006,

- Lageplan (.dgn), Umbau und Erweiterung der Kläranlage, TUTTAHS & MEYER Ing.-GmbH, Dezember 2006,
- Verfahrensschema (.dgn), Umbau und Erweiterung der Kläranlage, TUTTAHS & MEYER Ing.-GmbH, Dezember 2006,
- Hydraulischer Längsschnitt (.dgn), Umbau und Erweiterung der Kläranlage, TUTTAHS & MEYER Ing.-GmbH, Dezember 2006,
- Kostenansätze (analog), 1. Projektbesprechung am 17.09.2014.

### 3 Belastungsdaten Hydraulik

Die Bemessungswerte des Zentralklärwerks sind im Folgenden aufgeführt:

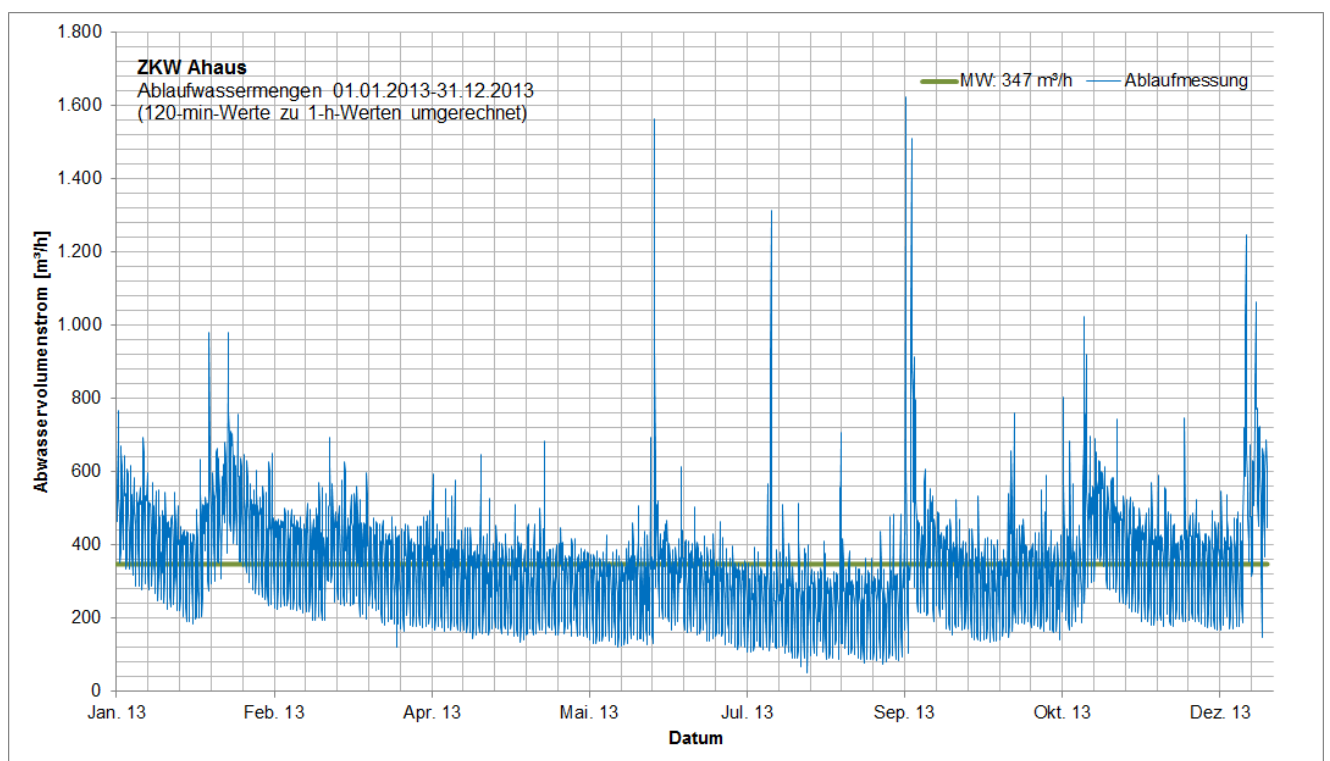
Trockenwetterzufluss:  $Q_{T,2h,max}$  = 828 m<sup>3</sup>/h ≈ 230 l/s

Mischwasserabfluss:  $Q_M$  = 1.656 m<sup>3</sup>/h ≈ 460 l/s

Die hydraulische Auslegung der 4. Reinigungsstufe, die nach der Nachklärung in den Reinigungsprozess eingebunden wird, basiert auf den Ablaufmengen der Kläranlage.

**Bild 1** stellt die Ganglinie der Abwassermengen im Ablauf der Anlage als Stundenwerte für den Zeitraum

Januar bis Dezember 2013 dar. Die mittlere Ablaufmenge beträgt 347 m<sup>3</sup>/h. Maximal wurden 1.622 m<sup>3</sup>/h im Betrachtungszeitraum abgeleitet.



**Bild 1: Volumenstrom Ablauf ZKW Ahaus**

## 4 Reinigungsanforderungen

Die Überwachungswerte für das Zentralklärwerk Ahaus sind für die Parameter CSB, Ammoniumstickstoff, Gesamt-Stickstoff anorganisch und Gesamt-Phosphor festgelegt.

Folgende Überwachungswerte sind ab dem 01.01.2015 gemäß dem 2. Änderungsbescheid der Bezirksregierung einzuhalten:

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB):	60 mg/l
Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB <sub>5</sub> ):	10 mg/l
Stickstoff, anorganisch (N <sub>anorg</sub> ):	18 mg/l (≥ 12 °C)
Ammonium-Stickstoff (NH <sub>4</sub> -N):	5 mg/l (≥ 12 °C)
Phosphor, gesamt (P <sub>ges</sub> ):	1 mg/l

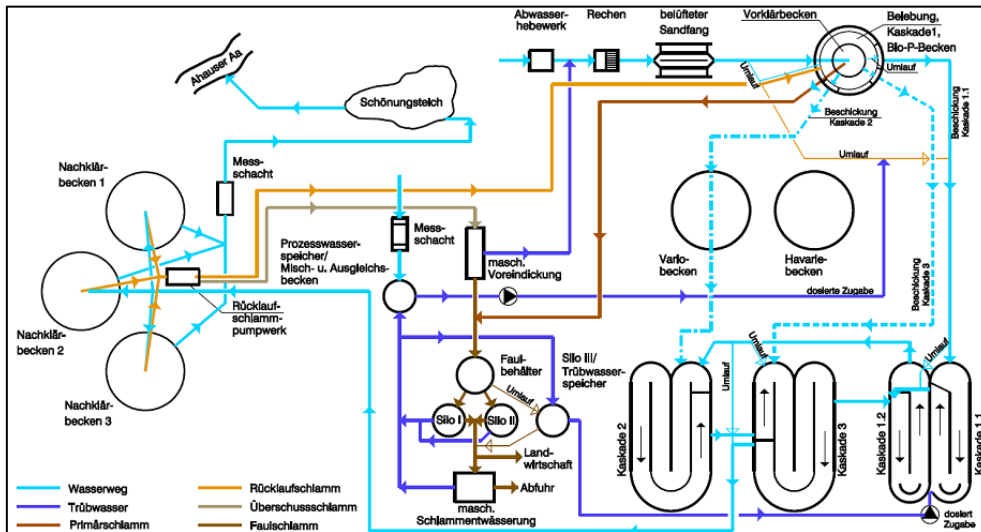
## 5 Anlagenbestand

Das Zentralklärwerk Ahaus ist für eine Ausbaugröße von 85.000 EW ausgelegt. Die Anlage besteht aus einer mechanischen und einer biologischen Reinigungsstufe.

Das im Zulaufhebewerk ankommende Abwasser wird durch die Schneckenpumpen um mehrere Meter auf Höhenniveau der Kläranlage angehoben. Nach dem Hebewerk erfolgt die mechanische Vorreinigung über einen Feinrechen, der sämtliche Grobstoffe aus dem Abwasser entnimmt. Anschließend wird das Abwasser zur weiteren mechanischen Vorbehandlung durch den belüfteten Sand- und Fettfang geführt. Der abgeschiedene Sand wird zum Sandwäscher gefördert, dort gewaschen und anschließend zur Entsorgung in einem Container zwischengelagert. Nach diesen Verfahrensstufen wird das Vorklärbecken beschickt. Der anfallende Primärschlamm wird regelmäßig über ein Räum schild entfernt und über ein Pumpwerk in den Faulturm befördert.

Die Belebungsstufe besteht aus drei Becken, die als herkömmliche Belebungsbecken mit belüfteten oder unbelüfteten Zonen betrieben werden können. Zusätzlich besteht jedoch auch die Möglichkeit, diese Becken als vorgeschaltete Kaskadendenitrifikation zu betreiben. In diesem Fall werden die Belüftungsintervalle über eine Messung des Sauerstoffgehalts sowie des Ammoniumwertes geregelt. Nach den Belebungsbecken wird der Abwasserstrom in die Nachklärbecken geführt. Der Belebtschlamm wird als Rücklaufschlamm zurück in die Belebungsstufe oder als Überschussschlamm zur maschinellen Voreindickung gefördert. Nach den Nachklärbecken wird der gereinigte Abwasserfluss über den Messschacht und einen Schönungsteich in die Ahauser Aa geleitet.

Der im Reinigungsverlauf anfallende Schlamm wird zentral auf der Kläranlage behandelt. Während Fett und Primärschlamm direkt in den Faulbehälter gefördert werden, wird der aus den Nachklärbecken abgezogene Überschussschlamm zuerst mittels einer Siebtrommel maschinell voreingedickt. Anschließend wird der konditionierte Schlamm in den Faulturm befördert. Das anfallende Biogas wird im Blockheizkraftwerk verwertet und im Gasbehälter zwischengespeichert. Der ausgefaulte Schlamm wird in den Schlammsilos nacheingedickt, bevor er nach einer abschließenden Entwässerung entsorgt wird.



**Bild 2: Fließschema ZKW Ahaus (Abwasser und Schlamm)**

## 6 Spurenstoffe im Wasserkreislauf

### 6.1 Einleitung

Mit Spurenstoffe werden Substanzen bezeichnet, die im Konzentrationsbereich von  $10^{-9}$  (ng/l) bis  $10^{-6}$  g/l ( $\mu\text{g/l}$ ) in der aquatischen Umwelt zu finden sind.

Nach der Definition der DWA sind anthropogene Spurenstoffe organische Schadstoffe, wie Humanpharmaka, Industriechemikalien, Körperpflegemittel, Waschmittelinhaltsstoffe, Nahrungsmittelzusatzstoffe, Additive in der Abwasser- und Klärschlammbehandlung, Veterinärpharmaka, Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel sowie Futterzusatzstoffe (DWA 2008). Andere Bezeichnungen für die genannten Substanzen sind z. B. Mikroverunreinigungen und Mikroschadstoffe.

Die human- und ökotoxikologische Wirkung eines Teils dieser Stoffe ist abschließend geklärt. Hierzu werden gegenwärtig Untersuchungen durchgeführt. Eine direkte Gefährdung für den Menschen besteht in der Regel nicht, jedoch wurden schon Wirkungen von einzelnen Spurenstoffen auf aquatische Lebewesen festgestellt. Im Sinne des Vorsorge- und Minimierungsprinzips sollte daher der Eintrag dieser Stoffe in den Wasserkreislauf minimiert werden.

Eine Hauptemissionsquelle für den Eintrag von Humanpharmaka stellen kommunale Kläranlagen dar. Kommunale Kläranlagen sind derzeit ausgelegt für die Kohlenstoff- und, in Abhängigkeit von der Größe, auch für die Nährstoffelimination. Auf gut ausgebauten Anlagen werden organische Spurenstoffe teilweise erheblich eliminiert, wenn auch zumeist nicht vollständig, wie umfangreiche Studien belegen (MUNLV 2004; Joss 2005). Die unterschiedlichen Reinigungsleistungen lassen sich aus der chemischen Struktur der einzelnen Stoffe begründen.

Zur Verbesserung der Reinigungsleistung von Kläranlagen stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung, die momentan auch noch Gegenstand der Forschung sind. Erste Anlagen wurden großtechnisch umgesetzt. Im weiteren Verlauf der Studie werden insgesamt vier Verfahren vorgestellt. Zu allen Verfahren liegen Ergebnisse von großtechnischen Anlagen oder zumindest Versuchen im großtechnischen Maßstab vor.

## 6.2 Charakterisierung des Verhaltens von anthropogenen Spurenstoffen

Die anthropogenen Spurenstoffe lassen sich, bedingt durch ihre physiko-chemischen Eigenschaften, keiner Stoffgruppe zuordnen. Daraus folgt auch, dass sich – wie schon gesagt – Unterschiede hinsichtlich der Elimination bei verschiedenen Stoffen ergeben.

Folgende Eigenschaften der Stoffe sind zur Beurteilung ihres Eliminationsverhaltens von besonderer Wichtigkeit:

- Molekülaufbau und –struktur,
- Polarität/Hydrophobie,
- Sorptionsverhalten,
- Abbaubarkeit/Persistenz.

Der Molekülaufbau kennzeichnet entscheidend das Verhalten des Stoffes. Die Bindungsformen der Atome bzw. Molekülgruppen zueinander beispielsweise beeinflussen die Abbaubarkeit und die Reaktionseigenschaften des Stoffes.

Polarität bezeichnet in der Chemie unterschiedliche Ladungsschwerpunkte innerhalb eines Moleküls. Dieses ist somit gegenüber seiner Umgebung nicht mehr elektrisch neutral. Polare Stoffe weisen eine bessere Wasserlöslichkeit auf. Unpolare Stoffe sind schlechter wasserlöslich; sie werden auch als hydrophob bezeichnet. In wässrigen Lösungen liegen die Spurenstoffe mitunter in dissoziierter Form vor. Dies bedeutet, dass das Molekül eine Ladung angenommen hat. Zu beachten ist, dass diese Ladung pH-Wert-abhängig sein kann.

Als Modellmaß für die Polarität kann der n-Octanol-Wasserverteilungskoeffizient  $K_{OW}$  herangezogen werden. Dieser beschreibt die Verteilung einer Chemikalie zwischen organischer und wässriger Phase (Worch 1997). Unter Sorption werden als Sammelbegriff Wechselwirkungen an Grenzflächen zwischen festen, flüssigen und gasförmigen Phasen verstanden, die zu einer Anreicherung eines Stoffes führen. Bei der Absorption erfolgt die Anreicherung des Stoffes innerhalb der Phase, wie z. B. bei der Lösung von Gasen in Flüssigkeiten.

Persistenz bezeichnet die Beständigkeit von Stoffen gegenüber biologischen und chemischen Abbau- und Transformationsprozessen. Als persistent werden Substanzen eingestuft, die nicht oder nur sehr langsam abgebaut werden (Worch 1997). Aufgrund ihres ursprünglichen Einsatzes sind Spurenstoffe relativ persistent in der aquatischen Umwelt. So soll z. B. Röntgenkontrastmittel im menschlichen Körper keine Reaktion eingehen. Diese Persistenz beeinflusst jedoch auch die Elimination der Stoffe in der Umwelt bzw. in technischen Reinigungsprozessen.

## 6.3 Screening im Zu- und Ablauf des Zentralkläwerks Ahaus

Die Untersuchung von Wasserproben auf ausgewählte Spurenstoffe wurde im Rahmen der Machbarkeitsstudie „4. Reinigungsstufe – ZKW Ahaus“ von der OWL Umweltanalytik GmbH durchgeführt. Im Ablauf wurde eine mehrtägige, volumenproportionale Mischprobe (16.09. – 19.09.2014) analysiert. Die Ergebnisse des Screenings sind im **Bild 3** dargestellt. Die magentafarbene Umrandung hebt die Spurenstoffe mit auffällig hohen Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage hervor. Als Referenzwerte wurden die Orientierungswerte der sogenannten „D4-Liste“ herangezogen.

**Bild 4** zeigt ein Diagramm der gemessenen Spurenstoffkonzentrationen in anderen Kläranlagen sowie Literaturwerte. Ein Balken stellt den Bereich zwischen der niedrigsten und höchsten gemessenen Konzentration dar. Die Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf des ZKW Ahaus entsprechen größtenteils den Literaturwerten. Bei den schraffierten Balken handelt es sich um Konzentrationen, die bei der Laboruntersuchung unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen.

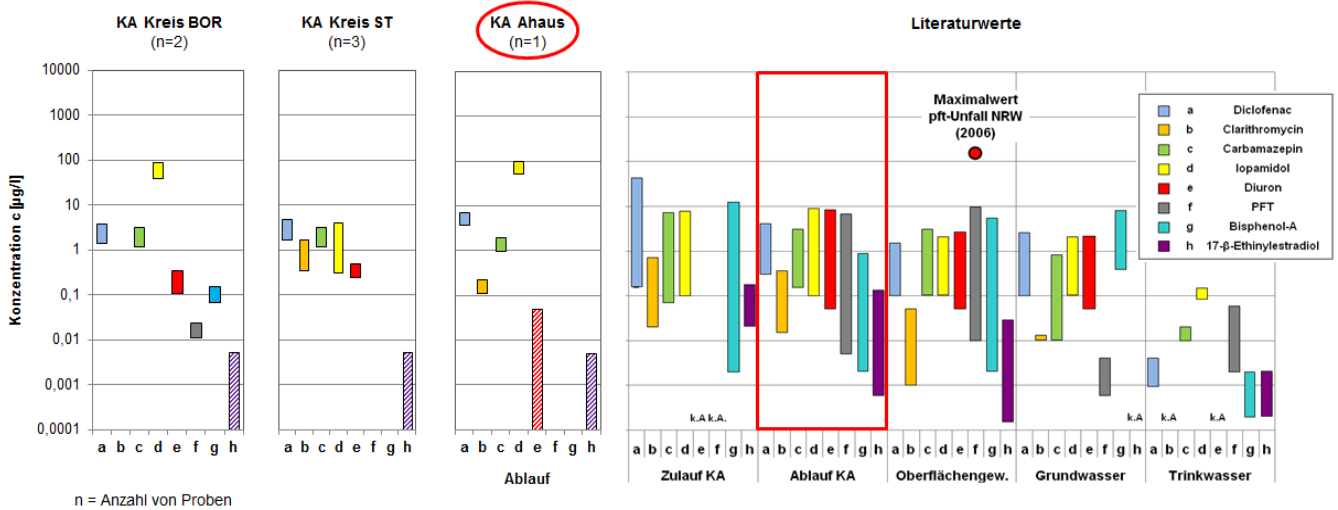
Auffällig ist die vergleichsweise hohe Konzentration des Röntgenkontrastmittels Iopamidol von 50 µg/l. Ein ähnlicher Wert konnte auch in der Ablaufbeprobung einer weiteren Kläranlage im Kreis Borken festgestellt werden.

Bezeichnung	Parameter	Einheit	mehrtägige-Mischprobe vom 16.09-19.09.2014	Orientierungswert aus: Anlage D4: Umweltqualitätsnormen und Orientierungswerte	Anmerkung
a	Bezafibrat	µg/l	0,15	0,10	
<b>b</b>	<b>Diclofenac</b>	<b>µg/l</b>	<b>3,60</b>	<b>0,10</b>	
c	Naproxen	µg/l	0,12	0,10	
d	Phenazon	µg/l	0,49	0,11	
e	Carbamazepin	µg/l	0,96	0,50	
f	Atenolol	µg/l	<0,05	0,10	
g	Bisoprolol	µg/l	0,81	0,10	
h	Metroprolol	µg/l	2,20	7,30	
i	Sotalol	µg/l	0,66	0,10	
j	Clarithromycin	µg/l	0,11	0,02	
k	Sulfamethoxazol	µg/l	0,80	0,15	
l	Oxazepam	µg/l	0,26	0,10	
<b>m</b>	<b>Amidotrizoesäure</b>	<b>µg/l</b>	<b>17,00</b>	<b>0,10</b>	
n	Iomeprol	µg/l	<0,05	0,10	
<b>o</b>	<b>Iopamidol</b>	<b>µg/l</b>	<b>50,00</b>	<b>0,10</b>	
p	Iopamid	µg/l	<0,05	0,100	
q	Diuron	µg/l	<0,05	0,200	UQN (J-MW)
r	Isoproturon	µg/l	<0,05	0,300	UQN (J-MW)
s	Terbutryn	µg/l	0,09	0,065	
t	Benzotriazol	µg/l	8,90	10,000	
v	17-alpha-Ethinylestradiol	ng/l	<1	0,04	als Ethinylestradiol gefunden
w	17-beta-Estradiol	ng/l	<5	0,40	als Estradiol gefunden
x	Estron	ng/l	<5		OW nicht gefunden

Farbe	Beurteilung	Kriterium
sehr gut	sehr gut	MW<=0,1*OW
gut	gut	0,1<MW<=OW
mäßig	mäßig	OW<MW<=2*OW
unbefriedigend	unbefriedigend	2*OW<MW<=10*OW
schlecht	schlecht	MW>10*OW
	keine Aussage	

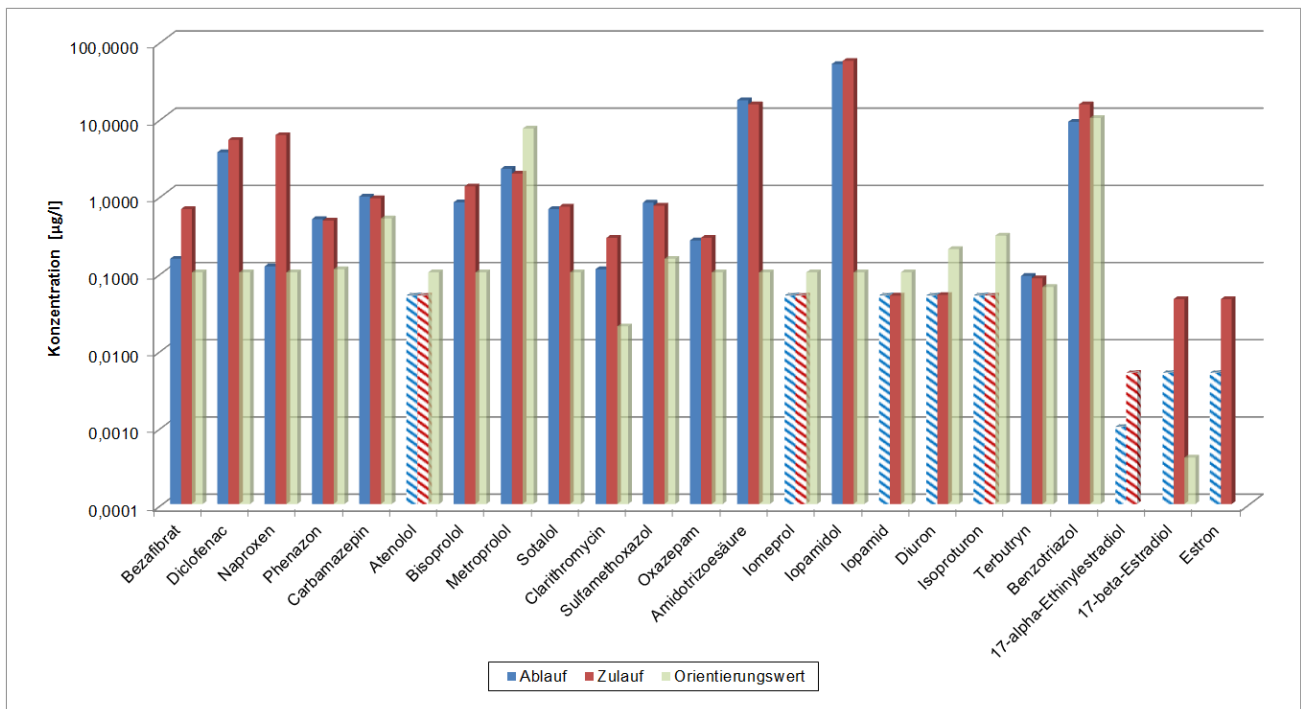
- BG Bestimmungsgrenze
- OW Orientierungswert
- MW Messwert
- UQN Umweltqualitätsnorm

**Bild 3: Auswertung der Screening-Ergebnisse im Ablauf des Zentralkläwerks Ahaus**



**Bild 4: Vergleich der Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf verschiedener Kläranlagen**

Im **Bild 5** sind die Konzentrationen der untersuchten Spurenstoffe im Zu- und Ablauf des Zentralkläwerks Ahaus dargestellt. Die Y-Achse weist eine logarithmische Skala auf. Bei den schraffierten Balken handelt es sich um Stoffe, deren Konzentrationen bei der Laboruntersuchung unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen. Der helle Balken gibt den Orientierungswert nach der sogenannten „d4-List“ an. Die Abbaugrade der untersuchten Spurenstoffe lassen sich jedoch nicht direkt aus diesem Diagramm ermitteln. Die Beprobung im Zulauf erfolgte im Gegensatz zur Ablaufbeprobung zeitproportional. Außerdem wurde die hydraulische Aufenthaltszeit in der Anlage nicht berücksichtigt, sodass die Aufstellung einer Massenbilanz nicht möglich ist.



**Bild 5: Konzentrationen im Zu- und Ablauf des Zentralkläwerks Ahaus**

## 7 Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen

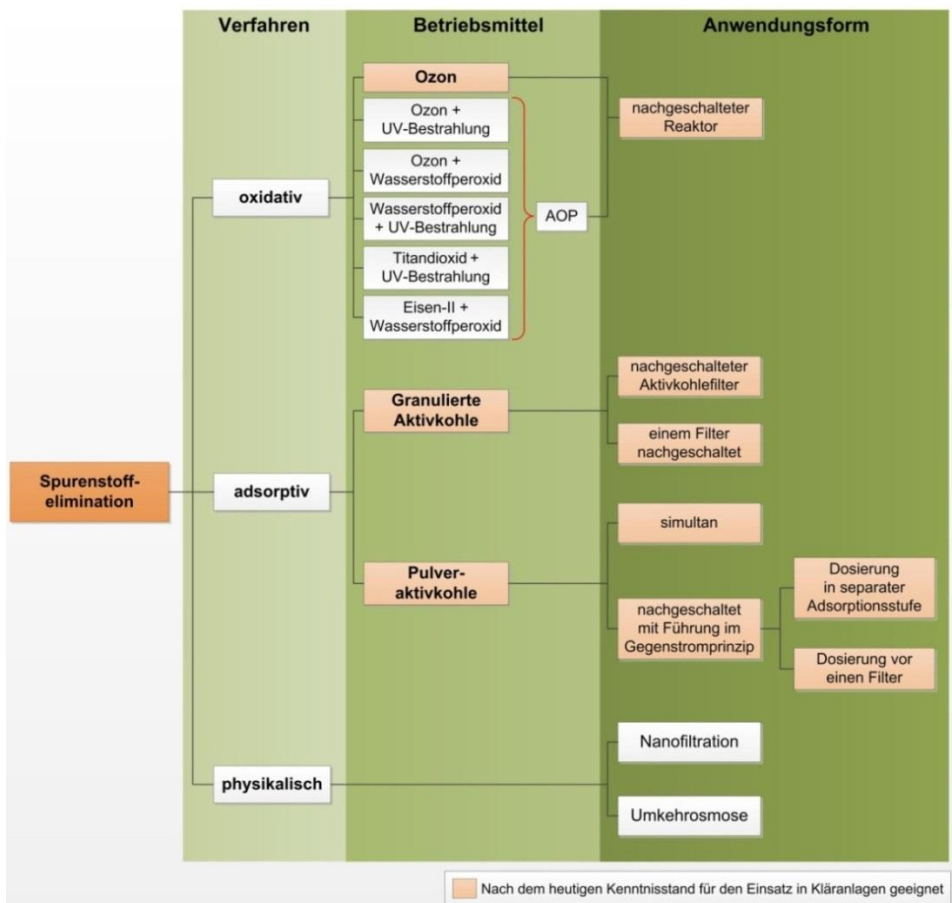
### 7.1 Überblick

Die nachfolgende Grafik gibt einen schematischen Überblick über die verschiedenen Verfahren zur Elimination von anthropogenen Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. Für das ZKW Ahaus werden die Anwendung von Ozon und Pulveraktivkohle untersucht (**Kapitel 8**). Die Grundlagen und Möglichkeiten der adsorptiven und oxidativen Verfahren werden im Folgenden kurz erläutert.

### 7.2 Adsorption

#### 7.2.1 Grundlagen

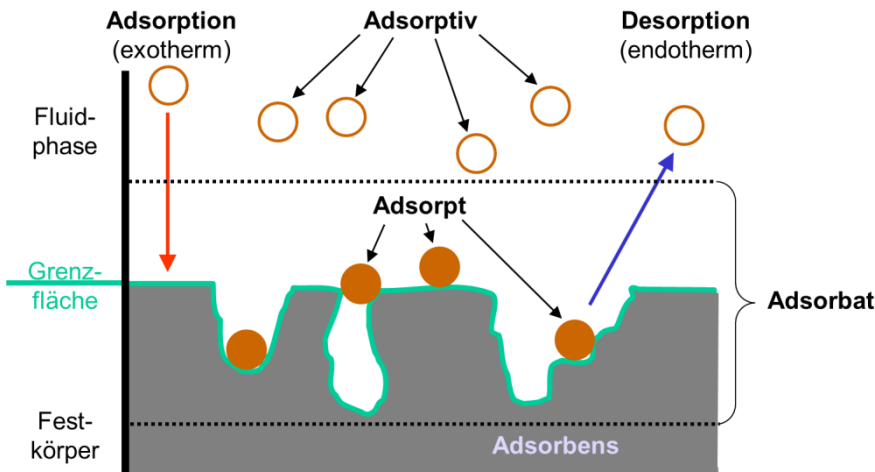
Unter Adsorption wird die Anreicherung von Stoffen an der Oberfläche von Flüssigkeiten und besonders Festkörpern verstanden. Sie erfolgt durch die Wechselwirkung der aktiven, energiereichen Zentren einer Grenzfläche mit den Atomen, Molekülen oder Ionen einer benachbarten Phase (Kümmel und Worch 1990).



**Bild 6: Verfahren zur Spurestoffelimination (Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW 2013)**

Die adsorptionsaktive Phase, an der die Anreicherung erfolgt, wird als Adsorbens bezeichnet. An diesem lagern sich das Adsorptiv, also die Teilchen des zu adsorbierenden Stoffes an. Desorption bezeichnet die Remobilisierung bereits fixierter Teilchen. Im **Bild 7** sind schematisch die Zusammenhänge dargestellt.



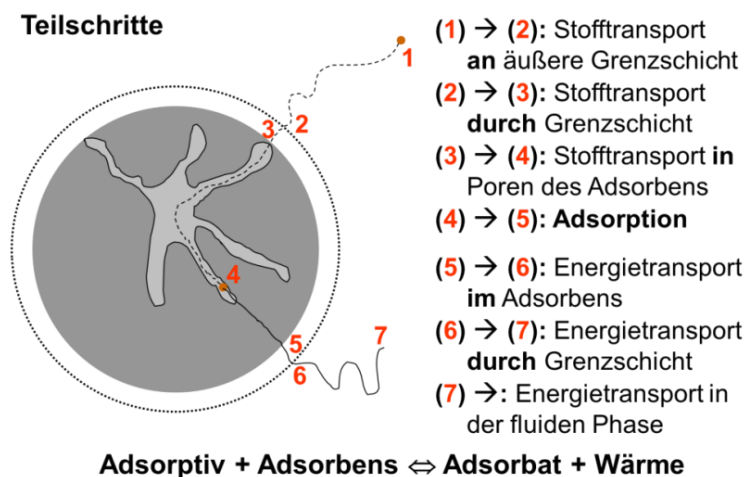


**Bild 7: Grundbegriffe der Adsorption**

Die Adsorption erfolgt in mehreren Teilschritten auch an der inneren Oberfläche des Adsorbens. Dies ist im **Bild 8** dargestellt.

In Abhängigkeit von der Stärke der Bindung des Adsorptivs an das Adsorbens wird zwischen Physisorption und Chemisorption unterschieden. Die physikalische Sorption ist vor allem auf Van-Der-Waalsche-Wechselwirkungen zurückzuführen. Der chemischen Sorption liegen chemische Reaktionen zwischen dem Adsorbens und dem Adsorptiv zugrunde (Kümmel u. Worch 1990).

Bei der Adsorption aus Flüssigkeiten überwiegt die Physisorption mit den relativ kleinen Bindungskräften. Die Physisorption ist reversibel; damit ist eine Reaktivierung des Absorbens (Aktivkohle) möglich und gegebenenfalls wirtschaftlich.



**Bild 8: Teilschritte der Adsorption (Breitbach und Bathen, 2001)**

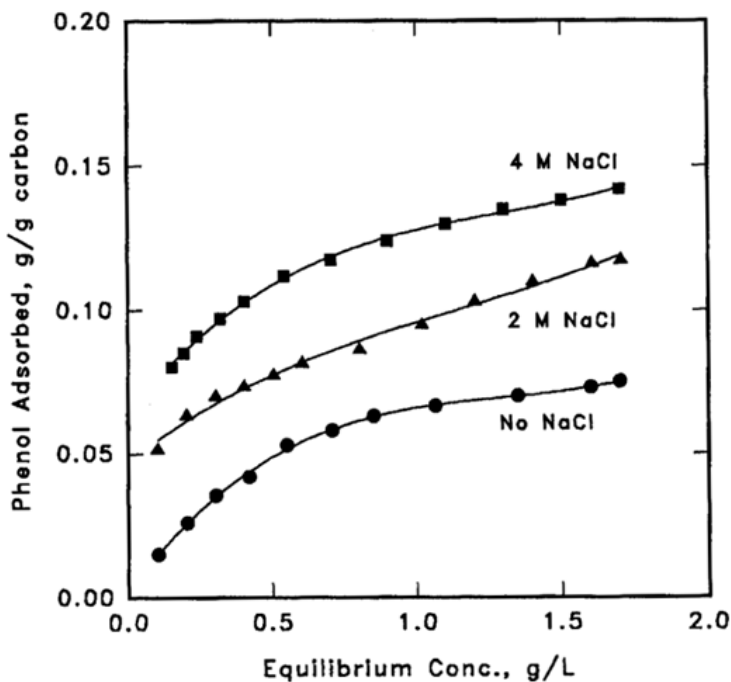
Folgende Eigenschaften des Adsorptivs können nach Cooney (1998) die Physisorption beeinflussen:

- Steigende Unpolarität/Hydrophilität erhöht die Adsorbierbarkeit
- Funktionelle Gruppen
  - Hydroxyl-Gruppe (R-OH) senken die Adsorbierbarkeit
  - Amino-Gruppe (R-NH<sub>2</sub>) senken die Adsorbierbarkeit sehr stark
  - Sulfonsäure-Gruppe (R-SO<sub>3</sub>H) senken meistens die Adsorbierbarkeit
  - Nitro-Gruppe (R-NO<sub>2</sub>) verbessern die Adsorbierbarkeit

Aus dem pH-Wert des Fluids können folgende Schlussfolgerungen abgeleitet werden:

- kleiner pH-Wert führt zu einer höheren Adsorbierbarkeit acider Stoffe.
- Ein hoher pH-Wert in der Lösung führt zur besseren Adsorbierbarkeit von basischen Stoffen.

Die Anwesenheit von anorganischen Salzen im Fluid führt zur einer höheren Beladung des Adsorbens (Aktivkohle). In der nachfolgenden Grafik, **Bild 9**, ist die Adsorption von Phenol an Aktivkohle bei unterschiedlichen Konzentrationen von NaCl in der fluiden Phase dargestellt. Durch die Salzionen werden die gleichsinnig geladenen Gruppen des Adsorbens (Phenol) neutralisiert und eine höhere Packungsdichte auf dem Adsorbens erreicht (Cooney 1998).



**Bild 9: Isotherme Adsorption Phenol an Aktivkohle bei unterschiedlichen NaCl-Konzentrationen (Cooney 1998)**

Beim Abwasser handelt es sich um ein Mehrphasensystem. Dies bedeutet, dass die verschiedenen Adsorptive im Wasser um die Adsorptionsplätze auf dem Adsorbens konkurrieren. Dies beeinflusst die Adsorbierbarkeit der einzelnen Stoffe.

Zur Entfernung organischer Spurenstoffe wird in der Wassertechnik Aktivkohle eingesetzt, die aus Holz, Kohlen und ähnlichen Stoffen durch Aktivierung bei hohen Temperaturen und Luftabschluss, zum Teil unter Einsatz von Säuren (chemische Aktivierung), hergestellt werden. Durch die Aktivierung erhalten die Kohlen eine innere Oberfläche von  $800 \dots 1.200 \text{ m}^2/\text{g} \approx 1 \text{ km}^2/\text{kg}$ , an der die Adsorption erfolgt. Die äußere Oberfläche wird durch den Partikeldurchmesser bestimmt.

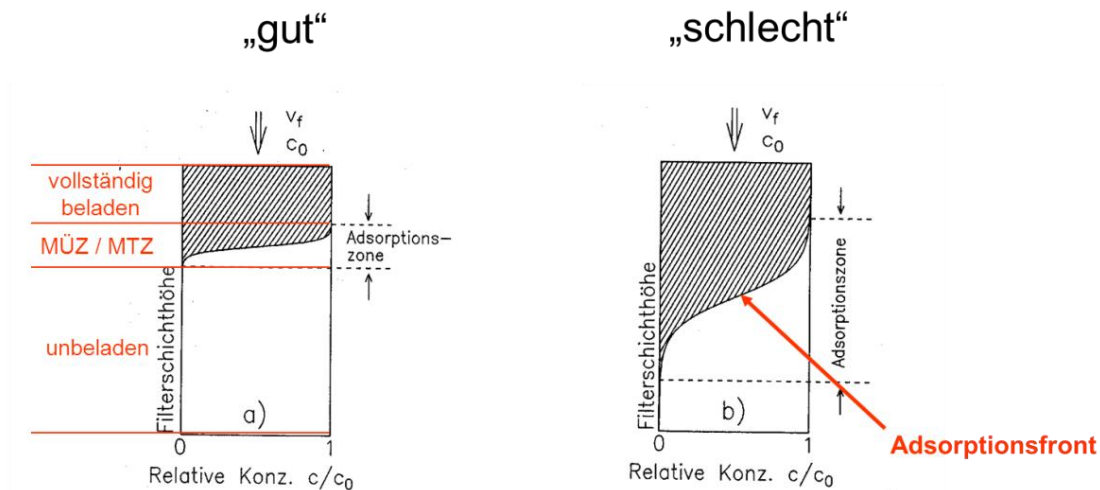
Hinsichtlich der Korngröße werden die Kohlen in zwei Gruppen eingeteilt:

- Pulverkohlen (PAC = powdered activated carbon) weisen einen Durchmesser von weniger als 0,05 mm auf;
- Kornkohlen (GAC = granulated activated carbon) liegen im Durchmesser zwischen 0,5 und 4 mm.

Des Weiteren wird noch Formkohle angeboten. Diese weist eine zylindrische Form auf und liegt im gleichen Größenbereich wie die Kornkohlen.

Die beiden beschriebenen Kohlenarten werden in verschiedenen Reaktortypen eingesetzt – die Pulverkohle in einem Rührreaktor und die Kornkohle in einem Festbettreaktor (Filter). Dadurch ergibt sich eine andere Kinetik. Beim Rührreaktor stellt sich eine Gleichgewichtsbeladung zwischen der Konzentration des Adsorptivs im Fluid und am Adsorbens ein. Über die Zeit nähert sich diese der maximalen Gleichgewichtsbeladung an.

Beim Einsatz der Kornkohle im Filter erfolgt die Adsorption über die Betttiefe in der sogenannten Adsorptionszone. Im **Bild 10** ist dies für zwei unterschiedlich adsorbierbare Stoffe dargestellt.



MÜZ = Massenübergangszone

MTZ = Mass Transfer Zone

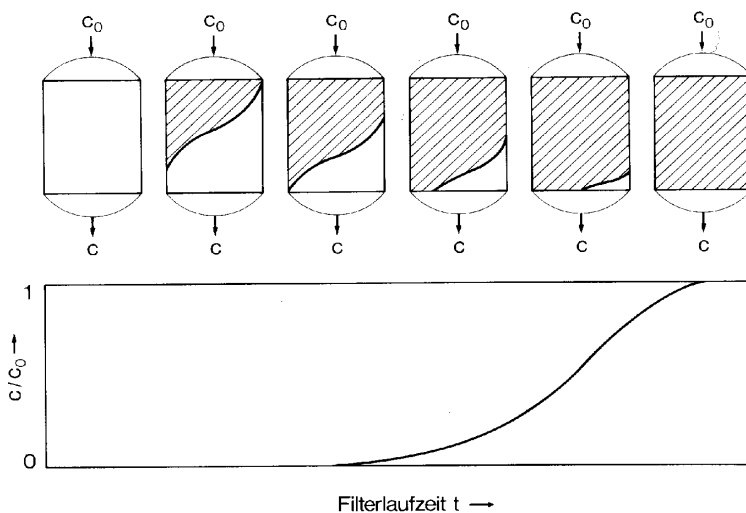
**Bild 10: Adsorptionsverhalten zweier unterschiedlicher Stoffe im Festbettadsorber (DVGW W 239)**

Zu erkennen ist, dass der gut adsorbierbare Stoff eine deutlich kürzere Übergangszone aufweist, in der das Adsorptiv bis auf die Konzentration von nahezu Null zurückgehalten wird. Beim schlechter adsorbierbaren Stoff ist die Zone größer; der Stoff bricht also früher durch.

Über die Betriebszeit verlagert sich die aktive Zone tiefer in die Schüttung des Kornkohlefilters, wie **Bild 11** zeigt. In darunterliegenden Graphen ist die Ablaufkonzentration über die Filterlaufzeit aufgetragen. Der Durchbruch des Adsorptivs erfolgt zu dem Zeitpunkt, an dem die Übergangszone den unteren Rand der Schüttung erreicht hat. Im Filter wird zu diesem Zeitpunkt ein Teil des Adsorptivs noch zurückgehalten.

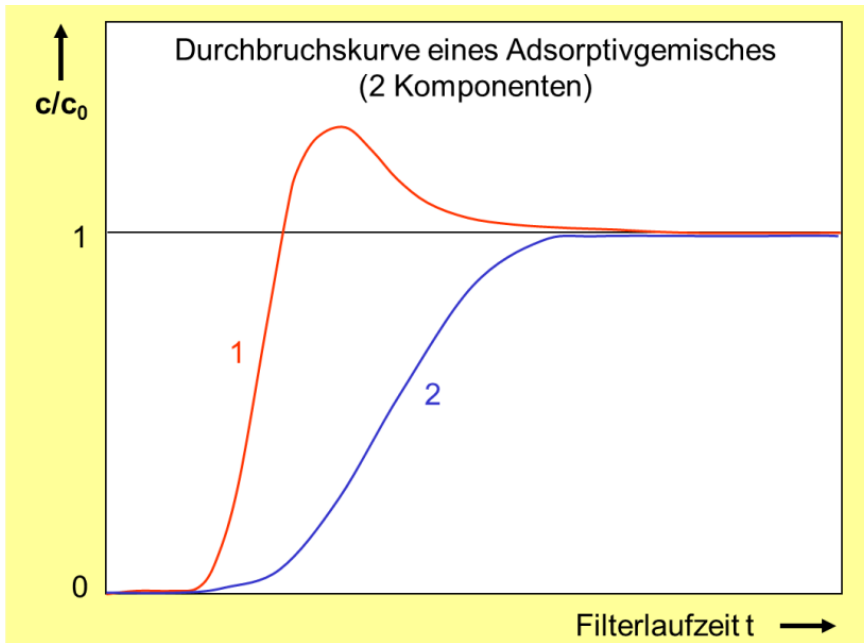
Bei der Adsorption von Mehrstoffgemischen konkurrieren, wie erwähnt, verschiedene Adsorptive um die Adsorptionsplätze auf dem Adsorbens. Dies kann dazu führen, dass ein schlecht adsorbierbarer Stoff, der rasch im Filterbett die Adsorptionsplätze belegt hat, von einem guten adsorbierbaren Stoff verdrängt wird.

Infolgedessen kann die Konzentration des schlecht adsorbierbaren Stoffes im Ablauf des Filters größer sein als die Zulaufkonzentration. Im **Bild 12** ist der Zusammenhang dargestellt. Dieses Verhalten wird „Chromatografie-Effekt“ genannt.



**Bild 11: Verlagerung der Adsorptionszone über die Filterlaufzeit (Sontheimer u. a., 1985)**

Zu beachten ist, dass bei mehreren Kornkohlefiltern mit versetzten Laufzeiten (unterschiedlichen Beladungszuständen) der Verschnitt aller Abläufe eine bessere Qualität hat, als der Ablauf des schlechtesten (beladensten) Filters ist.



**Bild 12: Durchbruchskurve eines Adsorptivgemisches (Worch 2004, modifiziert)**

## 7.2.2 Einsatz von Aktivkohle in der Abwassertechnik zur Spurenstoffelimination

### 7.2.2.1 Pulveraktivkohle

Für die Spurenstoffelimination mittels Pulveraktivkohle als Stufe zwischen Nachklärung und Ablauf liegen derzeit großtechnische Erfahrungen zu zwei Verfahren vor.

#### 1. Pulveraktivkohle in den Filterüberstau

Bei dem ersten Verfahren wird die Pulverkohle direkt in den Ablauf der Nachklärung vor der Filtration dosiert. Als Kontaktraum zwischen Kohle und Abwasser dient der Filterüberstau. Über die Filterlaufzeit reichert sich die Kohle im Filter und in der Schüttung an. Hier kann weiterhin eine Adsorption erfolgen. Bei der Rückspülung der Filter wird die beladene Kohle aus dem Filterbett entfernt. Über das Schlammwasser wird diese in den Zulauf der Kläranlage geführt. Dort kann eine weitere Beladung auf einem höheren Konzentrationsniveau erfolgen. In der Vorklärung wird die Kohle abgetrennt und mit dem Primärschlamm der Schlammbehandlung zugeführt.

Dieses Verfahren wurde von Meyer (2008) vorgeschlagen. Auf dem Klärwerk Wuppertal-Buchenhofen wurde für einen großtechnischen Versuch eine Filterkammer ( $A = 60 \text{ m}^2$ ) umgerüstet. Innerhalb eines Forschungsprojektes wurde der Betrieb dieser Kammer mit Pulveraktivkohledosierung über 1,5 a begleitet.

Die wesentlichen Ergebnisse sind im Folgenden zusammengefasst. Weitere Angaben sind dem Abschlussbericht (Bornemann u. a., 2012) zu entnehmen.

- Favorisierte Dosiermenge PAK: 20 mg/l.
- Fällmitteldosierung ist erforderlich, da sonst rascher Durchbruch der Kohle durch den Filter.

- Optimierte Fällmitteldosierung ( $\text{FeCl}_3$ ): 0,1...0,2 mg Fe/mg PAK. Bei 20 mg PAK/l sind dies 2...4 mg Fe/l.
- Rückhaltung der PAK im Filterbett zu 96 %.
- Über die Rückspülung wurde die gesamte Kohle wieder aus dem Filter entfernt.
- Das Rückspülintervall des Filters lag bei einer Rückspülung in 24 d. Dies entsprach dem regulären Betrieb des Filters.
- Bei den beschriebenen Dosierungen scheint für den Standort Buchenhofen eine dauerhafte Unterschreitung des Schwellenwertes der Abwasserabgabe von 20 mg/l erreichbar.
- Eliminationsleistung im PAK-Filter für Carbamazepin, Diclofenac und Metoprolol ca. 80 %, bezogen auf Filterzulauf.
- Gesamtelimination im Klärwerk mit PAK-Filter für die Stoffe Sulfamethoxazol, Diclofenac oder Metoprolol zwischen 80 und 90 %.

## 2. Pulveraktivkohle mit Rückführung

Ein weiteres Verfahren stellt der Einsatz von Pulveraktivkohle in Verbindung mit einer Rückführung der Kohle dar.

Grundgedanke des Verfahrens ist die Zugabe von frischer Pulveraktivkohle (PAK) in biologisch gereinigtes Abwasser, wobei zur besseren Ausnutzung der Adsorptionskapazität der Kohle diese innerhalb der Stufe als Rücklauf im Kreislauf gefahren wird und so mehrmals mit frischem Abwasser in Kontakt kommt. Ein Teil der beladenen Kohle wird als Überschussskohle aus dem System entfernt und durch Frischkohle ersetzt. Die aus der Adsorptionsstufe abgezogene beladene Kohle kann zur weiteren Ausnutzung der Restadsorptionskapazität in die biologische Stufe rückgeführt werden. Alternativ kann sie über die Schlammbehandlung aus dem System ausgeschleust werden.

Für die eigentliche Adsorption ist ein Kontaktbecken mit einer Aufenthaltszeit von insgesamt 30 min vorgesehen. Die Abtrennung der Pulverkohle aus dem Abwasser erfolgt unter Einsatz von Flockungs- und Flockungshilfsmittel in der nachgeschalteten Sedimentation.

Restsuspensa und Kohlepartikel, die nicht in der Sedimentation der Adsorptionsstufe aus dem Wasser entfernt wurden, werden in der nachfolgenden Filtration zurückgehalten.

Dieses Verfahren wurde in Baden-Württemberg schon mehrfach umgesetzt. Als Beispiel sind folgende Kläranlagen zu nennen: Mannheim, Kressbronn-Langenargen, Stockacher Aach sowie Böblingen-Sindelfingen. Weitere Anlagen, wie Ravensburg oder Karlsruhe und Stuttgart, befinden sich im Bau bzw. in der Planung.

Die Ergebnisse aus dem Betrieb der großtechnischen Anlagen in Mannheim und Sindelfingen wurden von Schwentner u. a. (2013) veröffentlicht. Die wichtigsten Punkte werden hier wiedergegeben:

- optimierte PAK-Dosierung: 10 mg/l.
- Feststoffgehalt im Kontaktbecken: ca. 4 g TS/l.

- Einsatz von Fällmittel (Me-Salzen) und Flockungshilfsmittel ( $0,3 \text{ g/m}^3$ ) hilfreich, um Filterdurchbruch zu verhindern.
- $P_{\text{ges}}$ -Gehalte im Ablauf Filtration von  $0,1 \text{ mg/l}$  erreichbar, wenn nicht fällbarer P-Anteil gering.
- kein Mehrverbrauch von Fällmittel  $\rightarrow$  Simultanfällung wird reduziert, erhöhte Dosierung in Adsorptionsstufe.
- Reduktion CSB-Konzentration um ca. 30 % gegenüber Ablauf Nachklärung.
- Eliminationsleistung Mikroschadstoffe in Adsorptionsstufe Kläranlage Sindelfingen größer 70 % bei  $10 \text{ mg PAK/l}$  für Bezafirbat, Diclofenac, Naproxen, Fenibrinsäure, Carbamazepin, Metoprolol, Iohexol, Iomeprol, Iopromid. Die Entnahme liegt bei ca. 10 % für das Antibiotikum Sulfamethoxazol.
- Stellenanteil Adsorptionsstufe ca. 0,65 MA/Monat.

### 7.2.2.2 Granulierte Aktivkohle

Der Einsatz von granulierter Aktivkohle in Festbettfiltern wurde in großtechnischen Versuchen in Nordrhein-Westfalen auf der Kläranlage Düren und der Kläranlage Obere Lutter untersucht.

In Düren wurde in einer vorhandenen Filterkammer die bestehende Schüttung (Zweischichtfilter) gegen granulierte Aktivkohle (GAK) ausgetauscht. Innerhalb eines Forschungsprojektes wurden zwei GAK-Füllungen untersucht (Bornemann u. a., 2012).

Die erste Kohle wies mit  $1,4$  bis  $2,5 \text{ mm}$  eine Körnung auf, die der oberen Schicht des ursprünglichen Zweischichtfilters entsprach. Die Füllhöhe betrug  $1,2 \text{ m}$ . Zusätzlich verblieben  $0,4 \text{ m}$  des alten Filtermaterials als untere Schicht im Filter. Die zweite GAK hatte mit  $0,5$  bis  $2,5 \text{ mm}$  eine feinere Körnung. Die Füllhöhe betrug  $1,5 \text{ m}$ . Das alte Filtermaterial wurde bis auf die Stützschrift beräumt.

Die Filterkammer wurde analog zu den restlichen Filtern mit der regulären Filtergeschwindigkeit betrieben.

Diese unterliegt der normalen Dynamik des Filterzulaufs. Bei einer Elimination von rd. 78 % können für die **erste GAK** folgende ausgetauschte Bettvolumina (BV) angesetzt werden:

Carbamazepin:	500 BV
Diclofenac:	900 BV
Metoprolol:	5.700 BV

Bei der **zweiten Aktivkohle** mit der feineren Körnung wurden folgende Ergebnisse erzielt:

Carbamazepin:	2.500 BV
Diclofenac:	4.000 BV
Metoprolol:	4.600 BV

Zu berücksichtigen ist weiterhin, dass sich die Rückspülintervalle bei der zweiten Aktivkohle auf  $6 \text{ h}$  reduzierten. Bei der ersten Kohle unterschied sich die Rückspülhäufigkeit nicht von den restlichen Filtern.

Auf der Kläranlage „Obere Lutter“ wurde eine Filterkammer der bestehenden Filtration mit GAK ausgerüstet (Nahrstedt u. a. 2011). Der Filtration vorgeschaltet ist eine Festbett-denitrifikation. Die Schütthöhe betrug 2,5 m bei einer Filtergeschwindigkeit von 2 m/h. Dies entspricht einer Leerbettkontaktzeit (EBCT) von 75 min. Über eine Laufzeit von ca. 9.000 BV konnten sehr gute Eliminationsgrade für viele Spurenstoffe erzielt werden. Parallel dazu wurden Untersuchungen mit Versuchssäulen durchgeführt, die mit einer Filtergeschwindigkeit von 10 m/h durchflossen wurden. Die EBCT lag damit bei 15 min. Über eine Betriebszeit von etwa 9.000 Bettvolumina konnten für eine Auswahl von Spurenstoffen folgende mittlere Eliminationsgrade erreicht werden:

Ibuprofen:	59 %
Bezafibrat:	77 %
Diclofenac:	79 %
Carbamazepin:	90 %
Metoprolol:	91 %

Für CSB wurde eine mittlere Elimination von 45 % erzielt. Hinsichtlich der erzielbaren Eliminationsgrade und Standzeiten der Filter wurden mit den nachgeschalteten GAK-Filtern (nach Festbett-denitrifikation) in der Kläranlage „Obere Lutter“ bessere Ergebnisse als mit dem Austausch des Filtermaterials in der bestehenden Filtration, wie in Düren, erzielt.

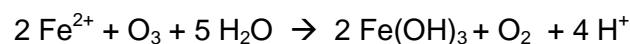
## 7.3 Ozonung

### 7.3.1 Grundlagen

#### 7.3.1.1 Einsatz und Wirkung von Ozon

Ozon wird als starkes Oxidationsmittel in der Wassertechnik schon lange genutzt. Hier ist z. B. die Trink- und Schwimmbadwasseraufbereitung zu nennen. Ozon wurde auch in der Abwasserreinigung eingesetzt, um Abwässer mit einem hohen Anteil schwer abbaubarer CSB-Verbindungen zu behandeln. Als Beispiel kann hier die Kläranlage Ochtrup genannt werden.

Ozon wirkt als Oxidationsmittel entweder durch Transfer eines Sauerstoffatoms oder rein durch Aufnahme von Elektronen des Oxidationspartners. Bei der Oxidation wird es selbst reduziert. Im folgenden Beispiel ist dies an der Oxidation von zweiwertigem zu dreiwertigem Eisen durch Ozon dargestellt:



Das  $\text{Fe}^{2+}$ -Ion gibt ein weiteres Elektron ab und ist dann dreifach positiv geladen. Das Ozon transferiert ein Sauerstoffatom zum sich bildenden dreiwertigen Eisenhydroxid. Im Vergleich zu molekularem Sauerstoff ist Ozon als Oxidationsmittel mit einem Redoxpotenzial von 1,24 Volt gegenüber 0,401 Volt (bezogen auf pH 14) deutlich stärker. Ozon oxidiert Nitrit sehr rasch bis zum Nitrat. Dabei werden je g Nitritstickstoff stöchiometrisch 3,43 g Ozon benötigt. Es geht keine Reaktion mit Ammonium ein.

Die Reaktionswege des Ozons sind sehr unterschiedlich. Damit ist die Wirkung des Ozons komplex. Zum einen kann Ozon direkt mit den anorganischen und organischen Wasserinhaltsstoffen reagieren; indirekt erfolgt die Reaktion über Hydroxid-Radikale ( $\text{OH}\cdot$ ). Je nach Milieubedingung überwiegt eine der beiden Reaktionsweisen. Im Wasser mit neutralem pH-Wert, geringer DOC-



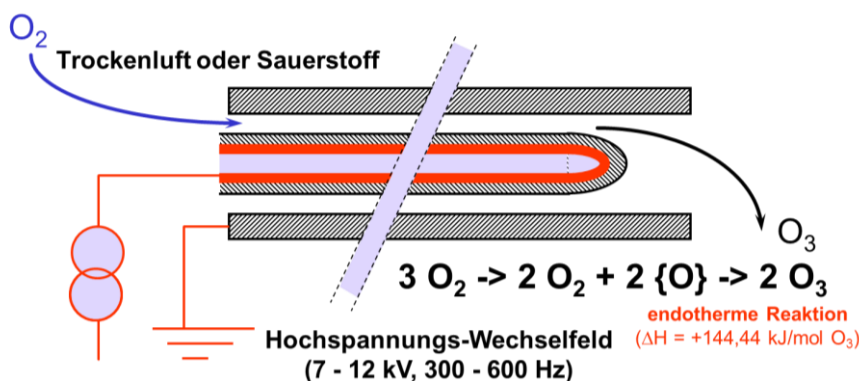
Hintergrundbelastung und niedrigen Temperaturen dominiert die direkte Reaktion. Bei höheren pH-Werten und DOC-Konzentrationen erfolgt die Reaktion zumeist über den indirekten Weg.

Die Bildung der genannten Radikale erfolgt beispielsweise über die Anwesenheit bestimmter Wasserinhaltsstoffe, wie Huminstoffe. Die OH-Radikale reagieren sehr schnell, jedoch auch sehr unspezifisch. Zudem können sie durch sogenannte Radikalfänger (Scavenger) reduziert werden. Als Fänger können Karbonationen (Härtebildner), Huminstoffe aber auch Ortho-Phosphat wirken. Die Radikale reagieren jedoch auch mit Wasserinhaltsstoffen, die allein mit dem Ozon nicht reagiert hätten. Bei dem sogenannten AOP (Advanced Oxidation Process) wird die Bildung von Radikalen künstlich unterstützt. Beim Peroxon-Verfahren durch die Dosierung von Wasserstoffperoxid als zweites Oxidationsmittel oder durch eine UV-Bestrahlung parallel zur Ozondosierung.

Insgesamt oxidiert Ozon die meisten organischen Wasserinhaltsstoffe nicht bis zum  $\text{CO}_2$ , sondern bewirkt eine Teiloxidation. Die Molekülgröße der Stoffe wird verringert. Ozon wirkt weiterhin bevorzugt auf Doppelbindungen in den Molekülen. Dies bedeutet, dass durch die Ozonbehandlung Zwischenprodukte gebildet werden, die beispielsweise wieder biologisch verfügbar sind. Der Ozonbehandlung in der Trinkwasseraufbereitung wird zumeist standardmäßig eine biologisch arbeitende Stufe nachgeschaltet (z. B. biologisch aktivierter Aktivkohlefilter), um die neu gebildeten Stoffe abzubauen zu können. Weiterhin ist die toxikologische Wirkung der gebildeten Transferprodukte zu beachten.

### 7.3.1.2 Ozonanwendung

Ozon ist aufgrund seiner hohen Reaktivität selbst sehr instabil. Es wird daher in der Regel am Ort der Anwendung hergestellt. Dies erfolgt über die stille elektrische Entladung aus Sauerstoff bzw. sauerstoffhaltigem Gas (Luft) in einem Hochspannungs-Wechselfeld. In nachstehender Grafik ist dies schematisch dargestellt.



**Bild 13:** Schema Ozonerzeugung (Gujer 1999, modifiziert)

Die Reaktion selbst ist endotherm; es muss also Energie in Form von elektrischer Energie zum Ablauf der Reaktion von außen zugeführt werden. Theoretisch werden pro kg Ozon 0,836 kWh benötigt. In der Praxis kann dieser Wert aufgrund von Verlusten (rascher Zerfall) nicht erreicht werden. Moderne Ozonerzeuger benötigen ca. 8...10 kWh/kg  $\text{O}_3$ , wenn technischer Sauerstoff als Prozessgas eingesetzt wird.

Die Verluste treten in Form von Wärme auf, die abgeführt werden muss. Dies bedeutet, dass der Ozonerzeuger gekühlt werden muss. Dazu sind wiederum Energieaufwendungen notwendig.

Aufgrund der gesundheitsschädlichen Wirkung des Ozons muss die Abluft aus den Reaktionsbecken vor Abgabe in die Umgebung behandelt werden. Zur sogenannten Restozonvernichtung stehen thermisch/katalytische oder thermische Verfahren zur Verfügung.

Insgesamt addiert man den Energiebedarf von  $O_3$ -Erzeugung, Kühlung und Restozonvernichtung; so ergibt sich ein Bedarf an elektrischer Energie von 10...11 kWh/kg  $O_3$ . Für den Eintrag des Ozons werden im Abwasserbereich heute zwei Verfahren vorwiegend genutzt.

1. **Eintrag über Diffusoren.** Das ozonhaltige Gas wird über Domdiffusoren aus Keramik in das Abwasser eingetragen.
2. **Eintrag über Injektoren.** Ein Teilstrom des zu behandelnden Abwassers wird über Injektoren mit dem ozonhaltigen Gas versetzt. Dieser ozonhaltige Teilstrom wird nachfolgend mit dem Hauptstrom vermischt.

Für den Eintrag über Injektoren ist ein weiterer Pumpenkreislauf notwendig.

Aufgrund der nur geringen Ozoneinträge für die Spurenstoffelimination stellt für diesen Anwendungsfall der Eintrag über Diffusoren das bevorzugte Eintragungssystem dar. Der Eintrag erfolgt in beiden Systemen in Behältern mit einem Wasserspiegel zwischen 5 und 6 m. Neben dem Eintrag erfolgt in diesen Kammern auch die Reaktion des Ozons mit den Wasserinhaltsstoffen. Die Aufenthaltszeit in den Kontakt-/Traktionsbehältern liegt zwischen 15 und 30 min. Einbauten in den Behältern, mit Ausnahme einer Tauchwand im Abflussbereich, ergeben keine Verbesserungen (Herbst u. a., 2011). Der Ablauf aus dem Behälter wird, wie schon erwähnt, der Restozonbehandlung zugeführt.

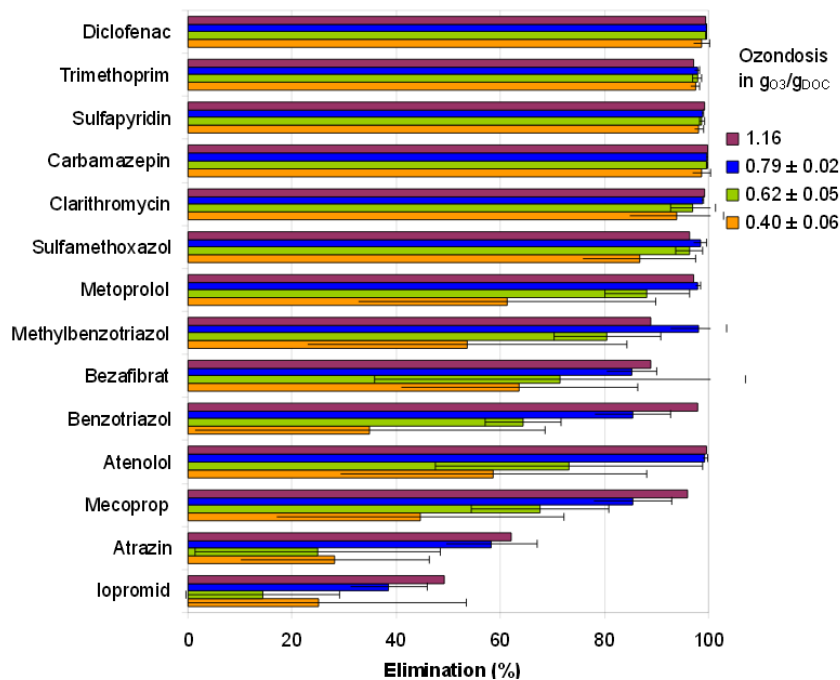
### 7.3.2 Einsatz von Ozon in der Abwassertechnik zur Spurenstoffelimination

Zum Einsatz von Ozon in der 4. Reinigungsstufe gibt es verschiedene Untersuchungen auch im großtechnischen Maßstab.

Ternes u. a. (2003) führten Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab mit dem Ablauf der Kläranlage Braunschweig durch. Bei einer Ozondosis von 10 mg/l wurden von den 23 untersuchten Arzneimittelwirkstoffen alle bis unter die Nachweisgrenze eliminiert. Eine weitgehende Wirkung war jedoch auch schon bei einer Dosierung von 5 mg/l zu beobachten. Eliminationsgrade von über 80 % konnten bei den drei Röntgenkontrastmitteln Iopamidol, Iomeprol und Iopromid erst bei Dosierung von 15 mg/l erreicht werden. Der DOC des Kläranlagenablaufs betrug 23 mg/l; der pH-Wert lag bei 7,2. Die Kontaktzeit des Ozons lag bei 9 min.

Auf der Kläranlage Regensdorf (30.000 EW) in der Schweiz wurden im technischen Maßstab Untersuchungen durchgeführt (Abegglen u. a. 2009). Der Ablauf aus der Nachklärung der Anlage wurde mit Ozon behandelt. Dem Ozon nachgeschaltet war die (bestehende) Filtrationsanlage. Der DOC im Ablauf der Nachklärung lag mit ca. 5 mg/l auf einem niedrigen Niveau. In der Grafik, **Bild 14**, sind die erzielten Eliminationsgrade dargestellt. In wirtschaftlicher und betrieblicher Hinsicht erwies sich in Regensdorf eine Ozondosis von 0,62 mg  $O_3$ /mg DOC als optimal. Aufgrund des geringen DOC im Ablauf der Nachklärung ergab sich daraus eine Ozondosis von 3,1 mg/l. Bei einer Übertragung auf

andere Standorte mit einem gegebenenfalls höheren DOC-Gehalt im Zulauf der Ozonstufe ist dies zu berücksichtigen.



**Bild 14: Ergebnisse Elimination Spurenstoffe ARA Regensdorf (Abegglen u. a. 2009)**

Innerhalb des Projektes wurden auch die Bildung von Transferprodukten und ihre Umweltrelevanz untersucht. Es zeigte sich, dass der Ablauf der Ozonung ein erhöhtes ökotoxikologisches Potenzial aufwies. Durch den nachgeschalteten Sandfilter wurde dieses wieder reduziert.

Die Bildung von stabilen und toxikologisch relevanten Reaktionsprodukten konnte nicht festgestellt werden. In Regensdorf handelte es sich um einen Dynasandfilter, der mit einer Filtergeschwindigkeit von 14,4 m/h im Trockenwetterfall betrieben wurde. Bei einer Filterbetttiefe von 1 m ergibt dies eine Aufenthaltszeit von ca. 4 min. In Nordrhein-Westfalen wurden die kommunalen Kläranlagen Bad Sassendorf, Schwerte und Duisburg-Vierlinden mit einer Ozonstufe ausgerüstet. Bei den Kläranlagen Bad Sassendorf und Vierlinden wird der Ablauf ozoniert. Die Ergebnisse beider Anlagen entsprechen sich (Grünebaum u. a., 2012). Die notwendigen Ozondosen, die in Duisburg-Vierlinden und Bad Sassendorf zur Eliminierung notwendig waren, bewegen sich auf dem Niveau der Werte von Regensdorf. Zu berücksichtigen ist, dass der DOC im Ablauf der Nachklärung in Bad Sassendorf ebenfalls auf einem niedrigen Niveau liegt.

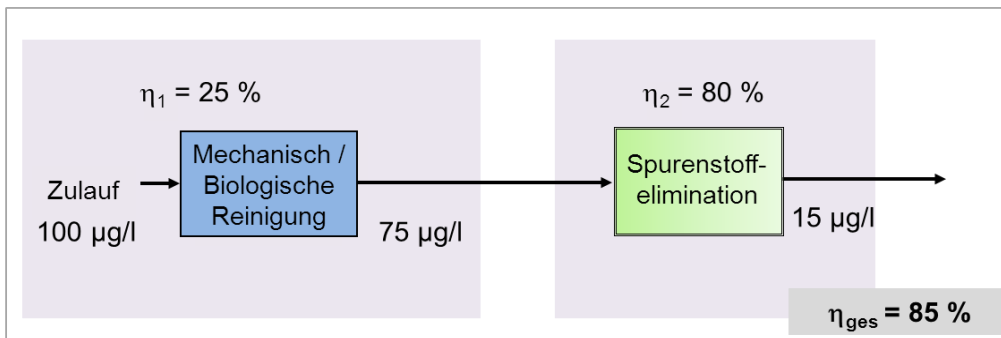
## 8 Darstellung der untersuchten Verfahrenskombinationen

### 8.1 Beschickungsmenge

Im Hinblick auf eine wirtschaftliche Auslegung der Verfahrensstufe zur Spurenstoffelimination ist eine Betrachtung zur Teilstrombehandlung erforderlich. Der Teilstrom wird so gewählt, dass ein Großteil der jährlichen Abflusssituationen darüber abgedeckt wird. Zudem muss sichergestellt sein, dass eine ausreichende Spurenstoffelimination in der Gesamtanlage (bestehende Anlage + 4. Reinigungsstufe) erfolgt. Im Folgenden wird dies am Beispiel des Arzneimittels Diclofenac dargestellt. Für diesen Stoff kann in der bestehenden mechanisch/biologischen Reinigungsstufe ein Eliminationsgrad von 25 %

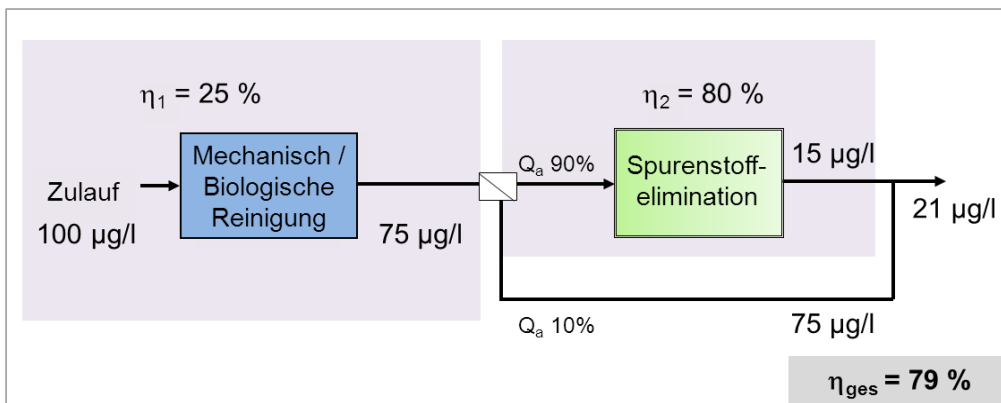
angesetzt werden (**Siegrist 2013, Bsp. Diclofenac**). In der weitergehenden Abwasserreinigung wird von einer zusätzlichen Eliminationsrate von 80 % in dieser Reinigungsstufe ausgegangen. Unter diesen Rahmenbedingungen kann bei einer Vollstrombehandlung ein Gesamtwirkungsgrad von 85 % erreicht werden. Bei einer Teilstrombehandlung von 90 % der gesamten Abwassermenge können Eliminationsarten von 79 % erzielt werden. Schematische Darstellungen dazu siehe **Bild 15** und **Bild 16**. Stellt man den Zusammenhang zwischen den Anteilen Teilstrombehandlung und Eliminationsgrad unter den oben genannten Annahmen grafisch dar, so ergibt sich der im **Bild 17** gezeigte Zusammenhang.

**Beispiel Vollstrombehandlung**



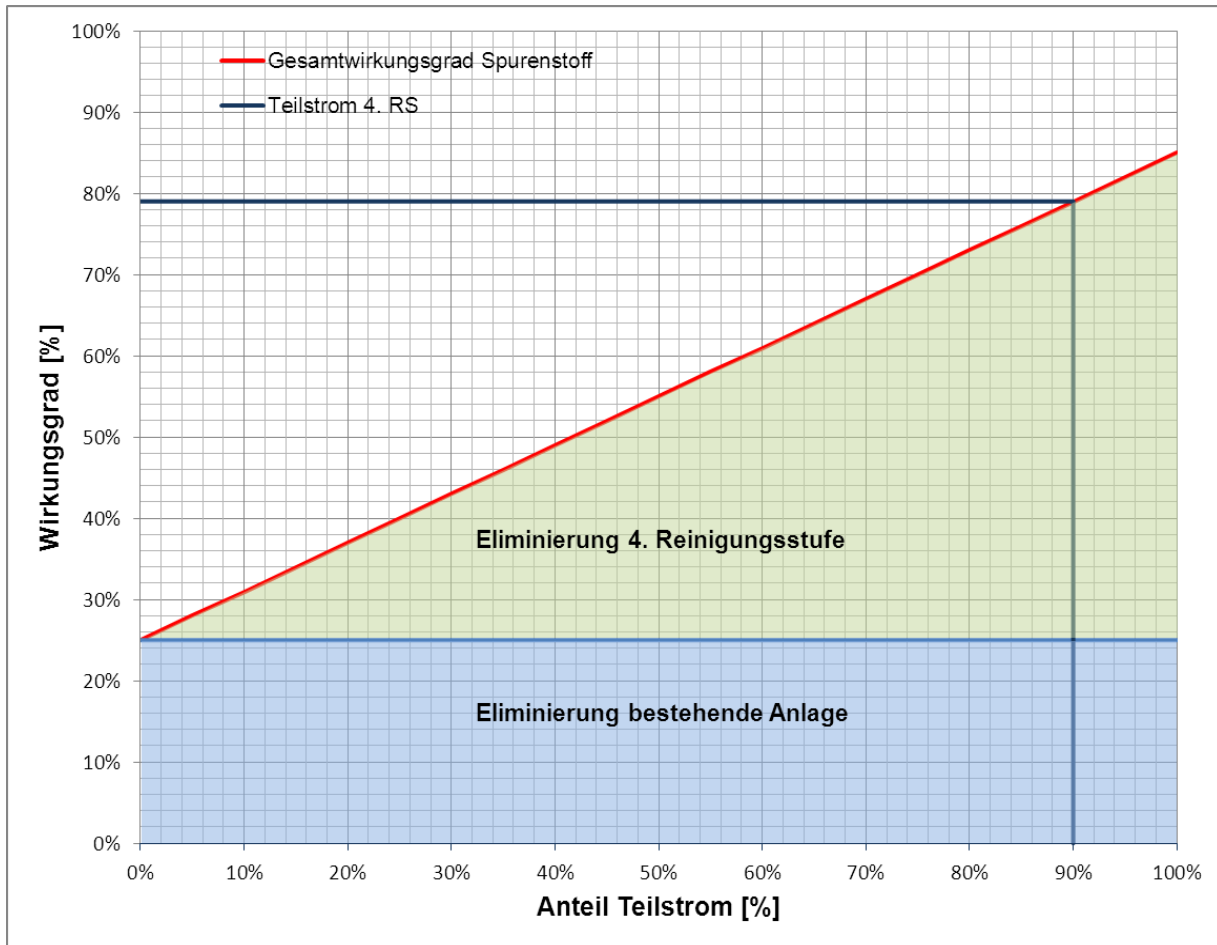
**Bild 15: Wirkungsgrade bei Vollstrombehandlung (Konzentration beispielhaft)**

**Beispiel Teilstrombehandlung**



**Bild 16: Wirkungsgrade bei Teilstrombehandlung (Konzentration beispielhaft)**

Die Bemessung der 4. Reinigungsstufe erfolgt auf Basis der Ablaufwerte des Zentralkläwerks Ahaus für den Zeitraum Januar bis Dezember 2013 (**Kapitel 3**). Für eine Vollstrombehandlung müsste auf dem ZKW Ahaus eine Kapazität zur Behandlung von 1.656 m<sup>3</sup>/h vorgehalten werden.



**Bild 17:** Beispielhaft grafische Darstellung der Wirkungsgrade bei Teilstrombehandlung

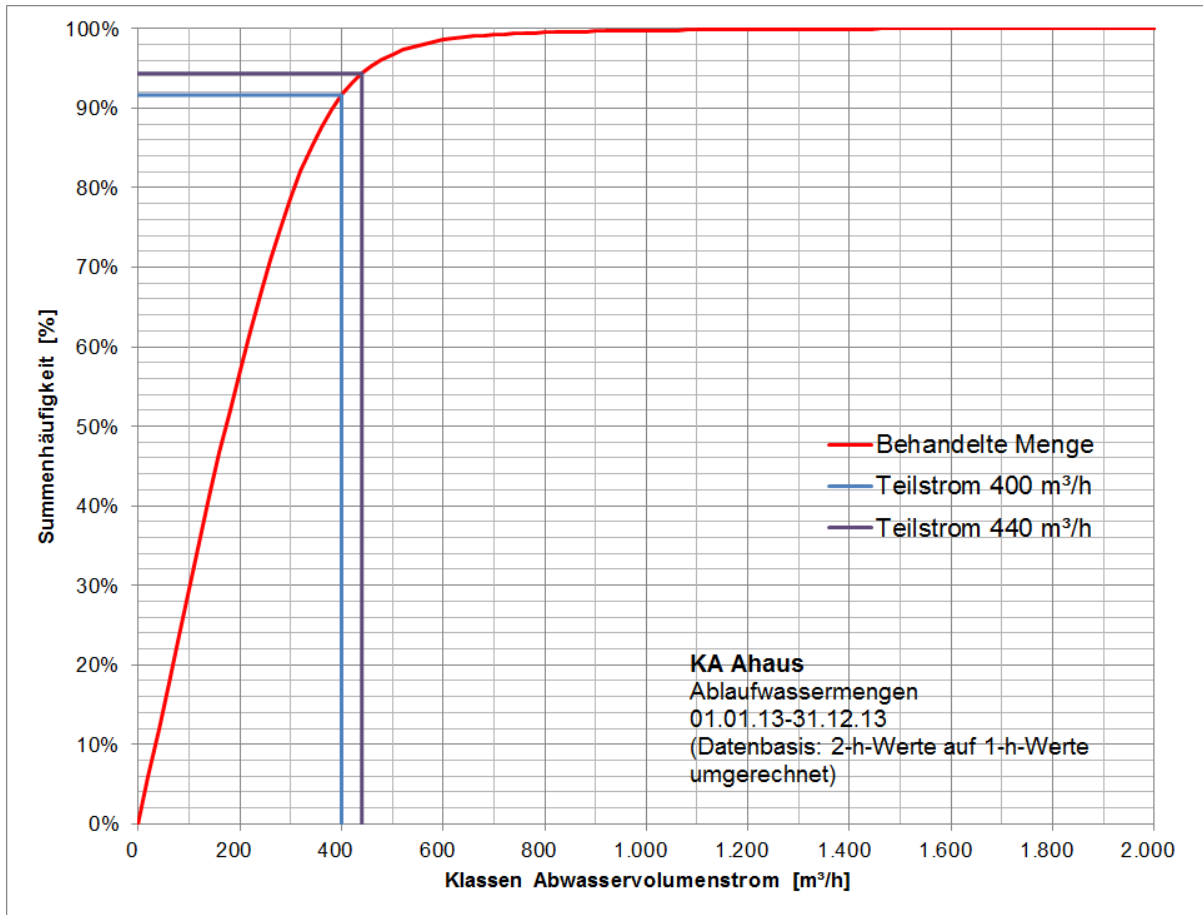
**Bild 18** stellt die Summenhäufigkeit der einzelnen Teilstrommengen dar. Wenn die Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination auf 400 m<sup>3</sup>/h ausgelegt wird, werden 92 % der Jahresabwassermenge behandelt. Unter den gewählten Ansätzen kann somit eine Elimination von 80 % erreicht werden.

Die Verfahrensstufe kann so bei einer Behandlung von 92 % der Jahresabwassermenge im Vergleich zur Vollstrombehandlung um ca. 76 % kleiner ausgeführt werden.

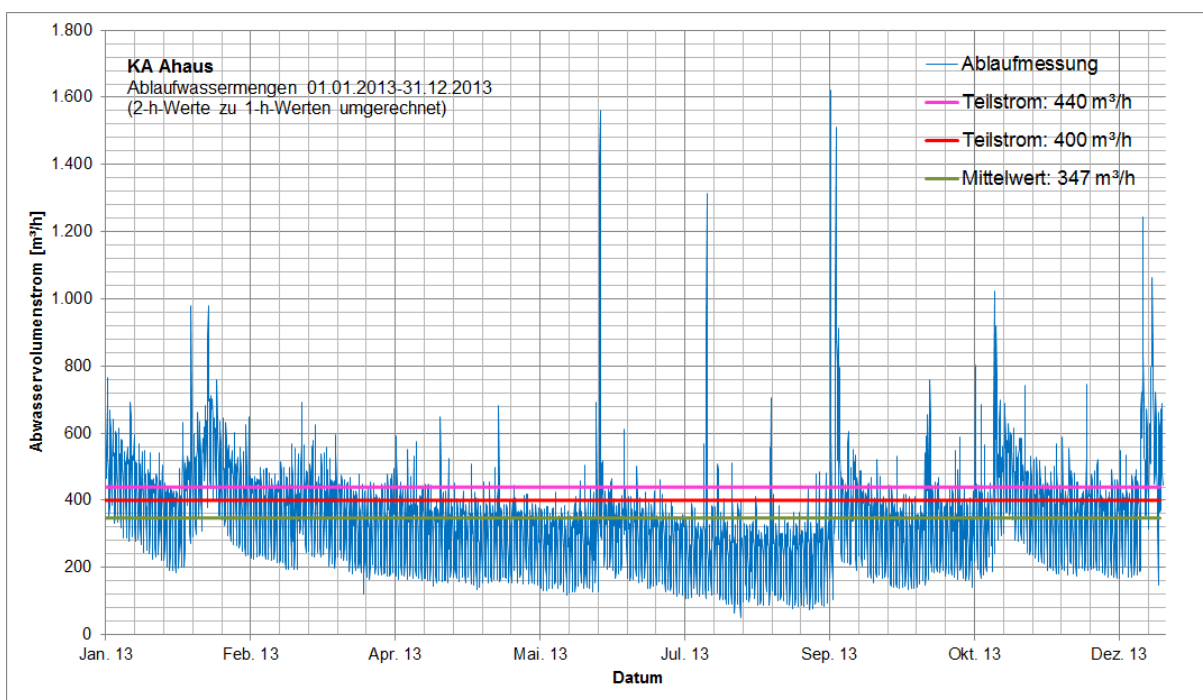
Bei einer Teilstrommenge von 440 m<sup>3</sup>/h würden 94 % der Jahresmenge behandelt. Der angenommene Reinigungsgrad in Bezug auf die Spurenstoffe beträgt 82 %. Die Stufe könnte hydraulisch um etwa 73 % kleiner ausgeführt werden, als bei einer Auslegung für den Vollstrom.

Auffällig ist bei der Auswertung der 2-h-Werte, dass der mittlere Ablaufvolumenstrom 347 m<sup>3</sup>/h beträgt. Dieser ausgewertete Wert liegt deutlich unter dem Trockenwetterzufluss von 828 m<sup>3</sup>/h. Von daher ist es sinnvoll, wenn in der Teilstrommenge noch eine hydraulische Reserve enthalten ist.

In Abstimmung mit dem Auftraggeber wurde die 4. Reinigungsstufe für eine Teilstrommenge von 400 m<sup>3</sup>/h ausgelegt.



**Bild 18:** Summenhäufigkeitskurve für die Ablaufwassermenge im Untersuchungszeitraum



**Bild 19:** Behandelte Abwassermenge in Abhängigkeit des Bemessungszuflusses der Verfahrensstufe zur Spurenstoffelimination

## 8.2 Verfahrensfestlegung

Im Rahmen der Machbarkeitsstudie werden die folgenden drei Verfahrenskombinationen untersucht:

1. **Pulverkohle mit Rücklaufkohleführung.** Abtrennung der PAK in einem Absetzbecken und in der nachgeschalteten Tuchfiltration.
2. **Filtration über granulierte Aktivkohle.** Festbettadsorber werden der bestehenden Anlage nachgeschaltet.
3. **Ozonung mit vorgeschaltetem Sandfilter.** Ablauf der Nachklärung wird einem Sandfilter zugeführt und anschließend mit Ozon behandelt. Der Ablauf der Ozonung wird in den bestehenden Schönungsteich geführt.

## 8.3 Randbedingungen

Als Standort für die 4. Reinigungsstufe wurde die Fläche zwischen den Nachklärbecken I und II festgelegt. Die Fläche vor dem Betriebsgebäude ist aufgrund der Platzverhältnisse und lokalen Randbedingungen für die 4. Reinigungsstufe ungeeignet.

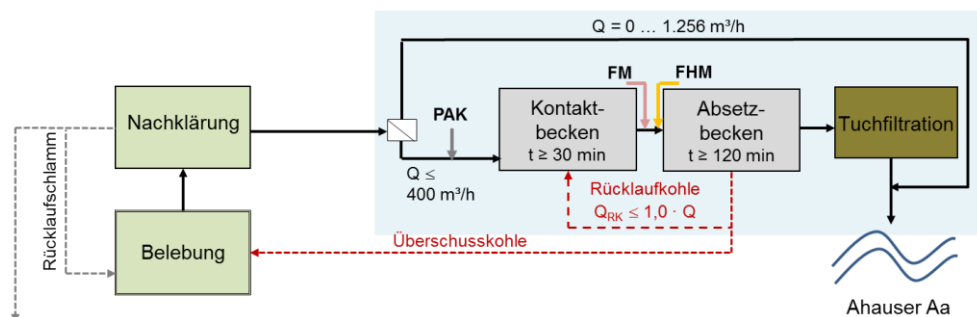
## 8.4 Varianten

### 8.4.1 Variante 1: PAK mit Rücklaufkohle

#### 8.4.1.1 Allgemein

Dieses Verfahren wurde, wie schon im **Kapitel 7.2.2.1** beschrieben, an einigen Standorten in Baden-Württemberg umgesetzt. Für die Rückführung der Kohle ist ein Absetzbecken notwendig. Die Rücklaufkohle wird zusammen mit der Frischkohle in den Zulauf des Kontaktbeckens dem Ablauf der Nachklärung zugegeben. In dem Absetzbecken vorgeschalteten Kontaktbecken erfolgt der eigentliche Adsorptionsvorgang. Der im Absetzbecken zurückgehaltene Kohleschlamm wird über eine Pumpe als Rücklaufkohle wieder in den Zulauf des Kontaktbeckens zurückgefördert. Entsprechend der Frischkohledosierung wird ein Teil der rückgeführten Kohle als Überschussskohle aus dem System entnommen. Besonderer Vorteil dieses Verfahrens ist, dass die Pulverkohle mehrfach mit dem Abwasser in Kontakt kommt, um die Beladungskapazität möglichst gut ausnutzen zu können.

Für das Zentralklärwerk Ahaus würde dies bedeuten, dass ein Kontakt- und ein Absetzbecken sowie eine Filtration gebaut werden müssen. Weiterhin ist ein Silo einschließlich der Dosiertechnik für die Pulveraktivkohle notwendig. Fällmittel wird über die bestehende Anlage bezogen.



**Bild 20: Blockschema Variante 1: PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle**

Diese Variante hat neben der Elimination der Spurenstoffe auch einen großen Einfluss auf die Parameter CSB,  $P_{ges}$  und abfiltrierbare Stoffe im Teilstrom. Insgesamt ist davon auszugehen, dass auch bei diesen Parametern deutlich geringere Ablaufwerte zu erwarten sind. Zu beachten ist, dass jeweils immer nur ein Teilstrom von maximal 400 m<sup>3</sup>/h behandelt wird.

Ein Mehrverbrauch an Fällmittel (Me-Salzen) gegenüber dem Ausgangszustand konnte beispielsweise in Böblingen-Sindelfingen nicht festgestellt werden, da die Dosierung der Simultanfällung reduziert werden konnte. Die Dosierung hat sich also in die 4. Reinigungsstufe verlagert.

Bei dieser Variante erhöht sich der Schlammanfall der Kläranlage. Nach Erfahrungen von bereits in Baden-Württemberg realisierten Anlagen setzt sich der in dieser Stufe anfallende Schlamm zu jeweils einem Drittel aus Aktivkohle, Organik und anorganischen Fällprodukten zusammen.

#### **8.4.1.2 Ausführung**

Den Lageplan der Variante stellt **Blatt 1** der Planunterlagen dar.

#### **Pumpwerk 4. Reinigungsstufe**

Die Beschickung der PAK-Stufe erfolgt über das Pumpwerk 4. Reinigungsstufe. Insgesamt stehen drei Pumpen mit einem Volumenstrom von je 200 m<sup>3</sup>/h bzw. 55,6 l/s zur Verfügung. Eine der drei Pumpen dient als Reserve.

#### **Kontaktbecken**

Es werden zwei Kontaktbecken eingesetzt. Jedes Kontaktbecken ist als quadratisches Becken mit einer Wasserspiegelhöhe von 3,7 m ausgeführt. Bei einer Innenkantenlänge von 5,0 m ergibt sich ein Volumen von ca. 100 m<sup>3</sup> je Kontaktbecken. In der Summe beträgt die Aufenthaltszeit bei maximalem Zufluss 30 Minuten. Jedes Kontaktbecken ist mit einem Vertikalrührwerk ausgestattet.

#### **Absetzbecken**

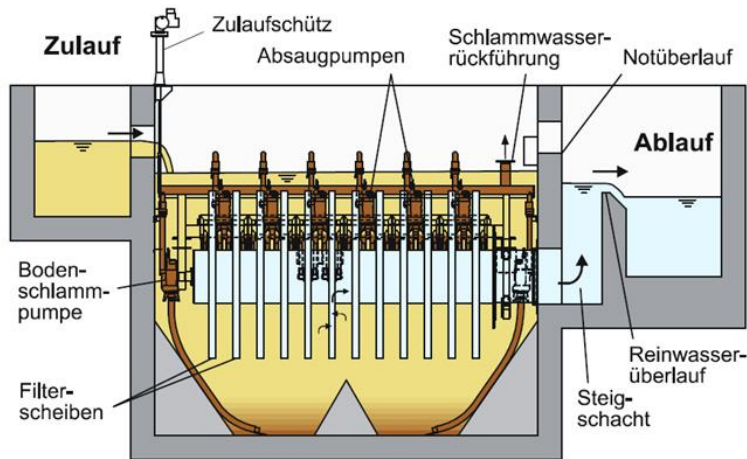
Das Absetzbecken ist längsdurchströmt. Die Beckenbreite beträgt 7,4 m und die Länge 30 m. Die Randwassertiefe liegt bei 3,6 m. Es ergibt sich ein Gesamtvolumen von rd. 800 m<sup>3</sup> und eine Aufenthaltszeit von 120 Minuten. Für die Räumung des anfallenden Schlammes in den Abzugstrichter wird ein Bandräumer vorgesehen. Der in den Abzugstrichtern gesammelte Schlamm wird mittels einer Pumpe wieder in den Zulauf der Kontaktbecken zurückgeführt. Die Rücklaufkohleföhrung ist auf ein Rückföhrverhältnis von 1 ausgelegt. Insgesamt ist durch diese Maßnahmen sichergestellt, dass die Adsorptionskapazität der eingesetzten Kohle sehr gut genutzt werden kann. Die Überschussskohle wird ebenfalls aus diesem Schacht entnommen und der Vorklärung bzw. Belebung zur weiteren Beladung zugeföhrte. Der Zulauf von den Kontaktbecken zum Absetzbecken wird jeweils über ein Gerinne realisiert.

#### **Tuchfiltration**

Dem Absetzbecken wird eine zweistraßige Filtrationsstufe zur Suspensa-Restentfernung nachgeschaltet. Es wird hier eine Tuchfiltration mit 6 Scheiben à 5 m<sup>2</sup> vorgesehen. Damit ergibt sich eine Gesamtfiltrationsfläche von 30 m<sup>2</sup> pro Straße. Die Tuchfiltration wurde in Bezug auf die Abtrennung



von Aktivkohle in verschiedenen Forschungsprojekten untersucht. Derzeit wird auf der Kläranlage Lahr die erste Anlage im technischen Maßstab umgesetzt. Vorteile der Tuchfiltration sind der geringe Platzbedarf und die geringen Energiekosten im Betrieb (Rückspülung und hydraulische Verluste) gegenüber Raumfiltern. Zu beachten ist, dass die Filtertücher in regelmäßigen Abständen (ca. 5 a) erneuert und jährlich einer Intensiv-Reinigung unterzogen werden müssen. Im **Bild 21** ist ein Tuchfilter im Schnitt dargestellt. Der Ablauf der Tuchfilter wird über ein Gerinne wieder in die Ablaufleitung der Kläranlage zurückgeführt.



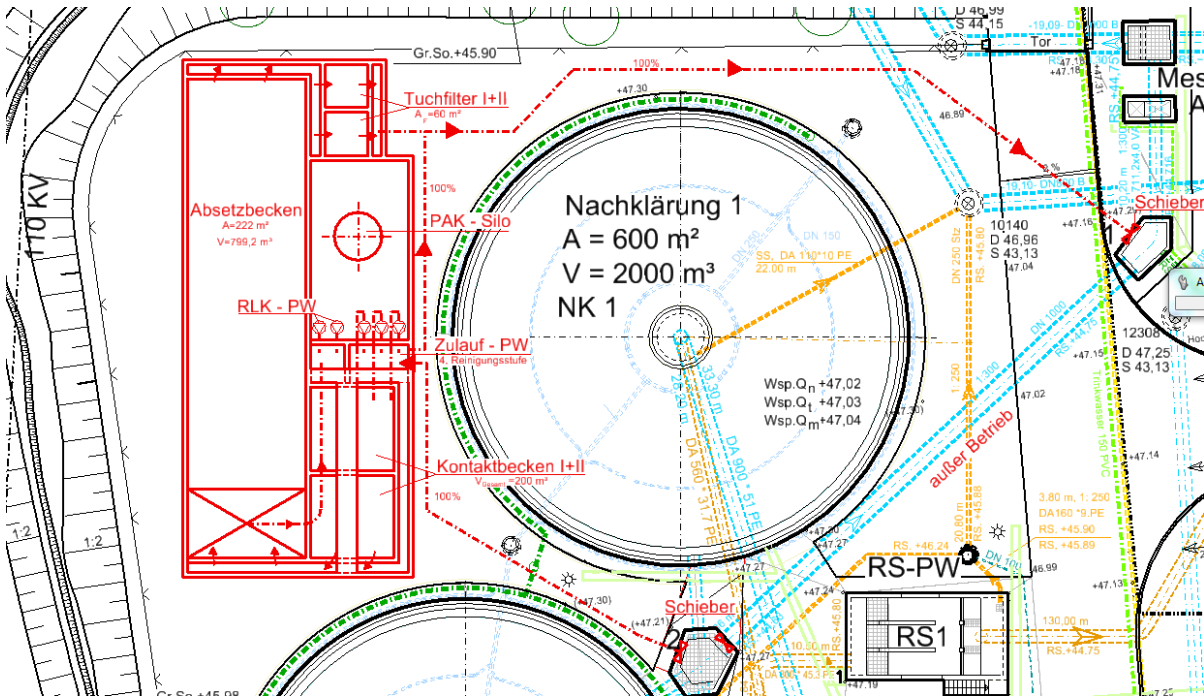
**Bild 21:** Schnitt eines Tuchfilters, Ausführungsbeispiel (Quelle: Mecana)

### PAK-Silo

Zur Lagerung der Aktivkohle ist ein Silo mit einem Inhalt von 80 m<sup>3</sup> vorgesehen.

### Flockungs- und Flockungshilfsmittel

Als Flockungsmittel wird die Dosierung von FeCl<sub>3</sub> vorgesehen. Das Fällmittel wird der bestehenden Anlage auf der Kläranlage entnommen. Die bestehende Dosieranlage wird dazu um eine zusätzliche Dosierpumpe erweitert. Die Bereitungsanlage für das Flockungshilfsmittel wird im Bereich des PAK-Silos errichtet und mit einer Einhausung versehen.



**Bild 22: Lageplanausschnitt Variante 1: PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle**

## 8.4.2 Variante 2: Filtration über granulierte Aktivkohle

### 8.4.2.1 Allgemeines

Der ausgewählte Teilstrom (Ablauf Nachklärung) von maximal 400 m<sup>3</sup>/h wird über die Aktivkohlefilter geführt.

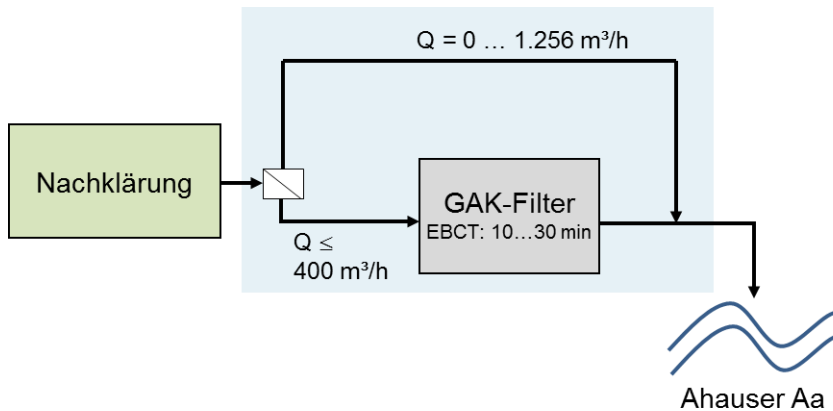
Die Filterstufe wird anhand folgender Bemessungsparameter ausgelegt:

Leerbettkontaktzeit (EBCT):	10...30 min
Filtergeschwindigkeit:	5...20 min
Betthöhe GAK:	1,5...3 m

Folgende Werte wurden gewählt:

Anzahl Filter:	6 Stück
Betthöhe GAK:	2,5 m
Leerbettkontaktzeit (EBCT):	30 min
Filterfläche gesamt:	81 m <sup>2</sup>

Die Stufe kann als Druckfiltration – zumeist in Filterkesseln aus Stahl – oder als offene Filtration realisiert werden. Für den Anwendungsfall wurde eine Ausführung als offener Rechteckfilter aus Beton gewählt, da so der Filterblock zusammen mit der benötigten Spülwasservorlage als kompaktes Bauwerk realisiert werden kann.



**Bild 23: Blockschema Variante 2: GAK-Filtration**

Zu beachten ist, dass die Aktivkohlefilter neben der adsorptiven Wirkung auch Suspensa zurückhalten. Daher wird von einer täglichen Spülung der Filter ausgegangen.

Die Rückspülgeschwindigkeiten sind geringer als bei Mehrschichtfiltern.

Sontheimer u. a. (1985) nennen folgende Werte:

Spülluftgeschwindigkeit: 60...80 m/h

Spülwassergeschwindigkeit: 25...35 m/h

Die Filter werden für eine Durchlaufspülung ausgelegt. Die Spülwasserableitung erfolgt über eine Rinne. Die Standzeit der granulierten Aktivkohle in den Filtern wird mit 8.000 Bettvolumina (BV) angesetzt. Dieser Wert ist vergleichsweise günstig für das Verfahren gewählt, wenn man bedenkt, dass die Adsorption der Spurenstoffe in Konkurrenz zur Restorganik erfolgt, die noch im Ablauf der Nachklärung enthalten ist.

#### 8.4.2.2 Ausführung

Den Lageplan der Variante stellt **Blatt 2** der Planunterlagen dar.

#### Pumpwerk 4. Reinigungsstufe

Die Beschickung der GAK-Stufe erfolgt über das Pumpwerk 4. Reinigungsstufe. Insgesamt stehen drei Pumpen mit einem Volumenstrom von je 200 m³/h bzw. 55,6 l/s zur Verfügung. Eine der drei Pumpen dient als Reserve.

#### Filterblock

Der Filterblock besteht aus sechs abwärtsdurchströmten offenen Filtern. Jede Filterkammer weist eine Fläche von 13,5 m² auf. Die Abmessungen einer Filterkammer liegen bei einer Breite von 2,7 m und einer Länge von 5 m.

Der Zulauf zu den sechs Filtern erfolgt aus einem offenen Gerinne. Über mit Schiebern versehene Öffnungen im Gerinne fließt das Wasser in die Filterkammern. Die Gleichverteilung des Zulaufs auf

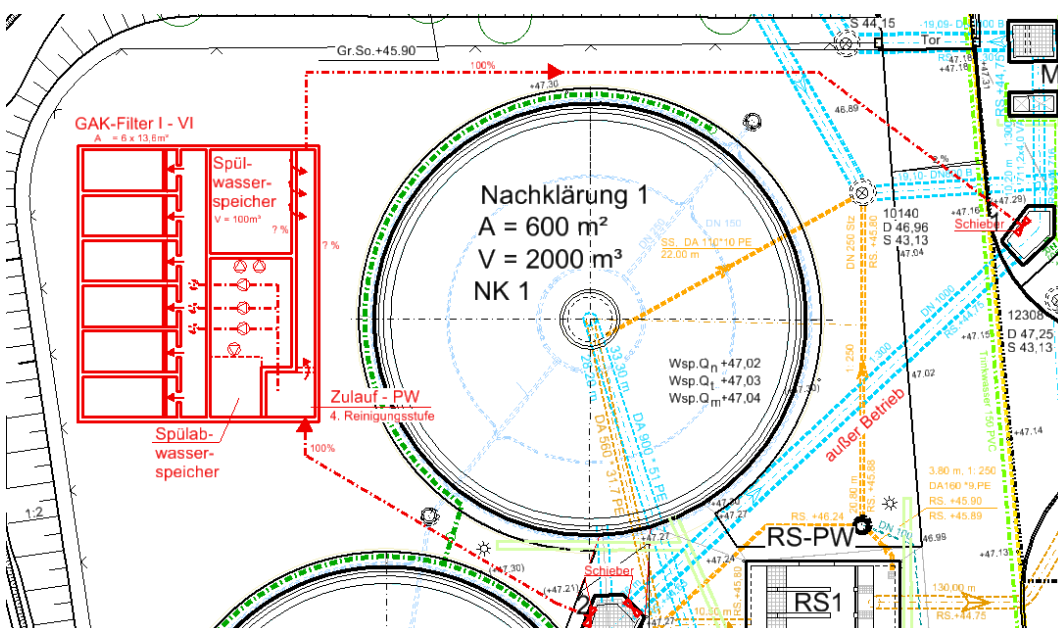
alle in Betrieb befindlichen Filterkammern wird über die Schwellen an der Stirnseite der Filter realisiert.

### Spülwasserspeicher

Das Filtrat der Adsorptionsstufe wird in einer Spülwasservorlage mit 200 m<sup>3</sup> Inhalt gespeichert. Der Überlauf des Spülwasserspeichers wird wieder in das Ablaufgerinne der Kläranlage zurückgeführt. Für die Rückspülung der Filter stehen zwei Rückspülpumpen zur Verfügung.

### Spülabwasserspeicher

Das bei der anfallenden Rückspülung anfallende Spülabwasser wird zwischengespeichert und über eine Pumpe dosiert dem Zulauf der Kläranlage zugeführt.



**Bild 24:** Lageplanausschnitt Variante 2: GAK-Filtration

### 8.4.3 Variante 3: Ozonung mit vorgeschaltetem Sandfilter und Nachbehandlung im Schöpfungsteich

#### 8.4.3.1 Allgemeines

Neben der Entfernung der Spurenstoffe auf adsorptivem Wege ist die Oxidation der Stoffe eine andere Möglichkeit zur Elimination. Hier bietet sich der Einsatz von Ozon als starkes Oxidationsmittel an.

Zu berücksichtigen ist, dass durch den Einsatz von Ozon Oxidationsprodukte gebildet werden können, die toxisch sind. Daher wird empfohlen, eine biologisch arbeitende Stufe der Ozonung nachzuschalten. Dies kann eine Filtration sein, wie Abbeglen u. a. (2009) in einem großtechnischen Versuch auf der ARA Regensdorf nachweisen konnte.

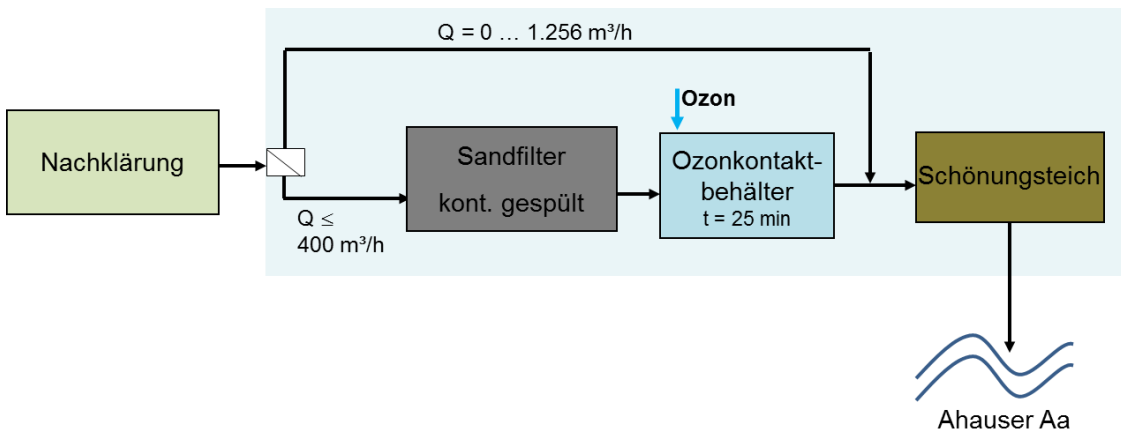
Bei dieser Variante wird das Abwasser aus der Nachklärung zunächst in einer Filtrationsstufe zur Suspensa-Restentfernung und anschließend mit Ozon behandelt. Der Ablauf der Ozonung wird in

den nachgeschalteten Schönungsteich zum Abbau eventuell toxikologisch bedenklicher Stoffe geführt.

Die Ozonung wird anhand folgender Bemessungsparameter ausgelegt:

Ozondosis: 2...10 g/m<sup>3</sup>

Kontaktzeit im Reaktionsbehälter: 10...30 min



**Bild 25: Blockscha Variante 3: Ozonung mit nachgeschaltetem Sandfilter**

Folgende Werte wurden gewählt:

Anzahl Kontaktbehälter: 2 Stück

Wassertiefe Kontaktbehälter: 6 m

Es wurde eine mittlere Ozondosis angenommen von:

$$c_{O_3,a} = 7,00 \text{ mg O}_3/\text{l}$$

Es ist davon auszugehen, dass sich mit Betrieb der Anlage ein Optimierungspotenzial ergibt.

#### 8.4.3.2 Ausführung

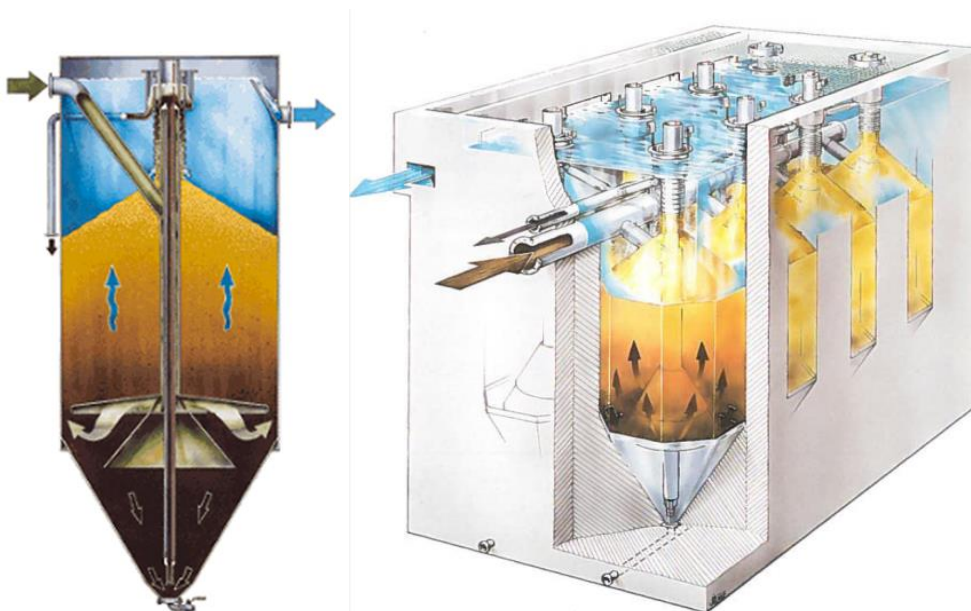
Den Lageplan der Variante stellt **Blatt 3** der Planunterlagen dar. Die Ozonung mit Ozonerzeuger und Kontaktbecken ist zweistraßig ausgeführt. Bei geringem Durchfluss (z. B. in der Nacht) kann eine Straße außer Betrieb genommen werden.

#### Pumpwerk 4. Reinigungsstufe

Die Beschickung der Ozonung erfolgt über das Pumpwerk 4. Reinigungsstufe. Insgesamt stehen drei Pumpen mit einem Volumenstrom von je 200 m<sup>3</sup>/h zur Verfügung. Diese Variante ist zweistraßig ausgeführt; daher werden jeder Straße (Kontaktbecken) zwei Pumpen zugeordnet. Die dritte Pumpe dient als Reserve für beide Straßen.

### Sandfilter (kontinuierlich gespült)

Als Filtrationsstufe wird ein kontinuierlich arbeitender Sandfilter (Dyna-Sandfilter) eingesetzt. Das Sandbett im Filter wird von unten nach oben durchströmt. Die im Abwasser enthaltenen Suspensa werden im Sand zurückgehalten. Über eine Mammutpumpe wird der verunreinigte Sand aus dem Filterbett von unten nach oben transportiert. In einem Sandwäscher wird dieser Sand mit Filtrat gereinigt. Der gereinigte Sand fällt auf das Filterbett zurück. Das anfallende Schlammwasser aus dem Sandwäscher fließt über den Waschwasserablauf ab. Für den Betrieb der Mammutpumpe ist eine Druckluftversorgung (Kompressor) notwendig. Rückspülpumpen werden nicht benötigt, siehe **Bild 26**. Es sind insgesamt sechs Filter, aufgeteilt auf zwei Straßen, vorgesehen. Jeder Filter weist eine Filterfläche von 6 m<sup>2</sup> auf, sodass sich eine GesamtfILTERfläche von 36 m<sup>2</sup> ergibt. Jeweils drei Filter werden in ein Betonbecken eingebaut. Der Zulauf auf die einzelnen Filterstraßen erfolgt über ein Gerinne. Jede Straße kann über ein Schütz abgeschiebert werden.



**Bild 26: Dyna-Sandfilter: links: Prinzipdarstellung, rechts: Anordnung im Betonbecken (Quelle: Nordic-Water)**

### Kontaktbehälter

Die beiden Kontaktbehälterstraßen werden als Betonbauwerk ausgeführt. Die Behälter verfügen über keine Einbauten, außer einer unterströmten Tauchwand im letzten Drittel des Behälters. Dieser Bereich dient als Entspannungszone. Untersuchungen von Herbst u. a. (2011) zeigten, dass weitere Einbauten (Leitwände) die Effizienz nicht nachhaltig verbessern.

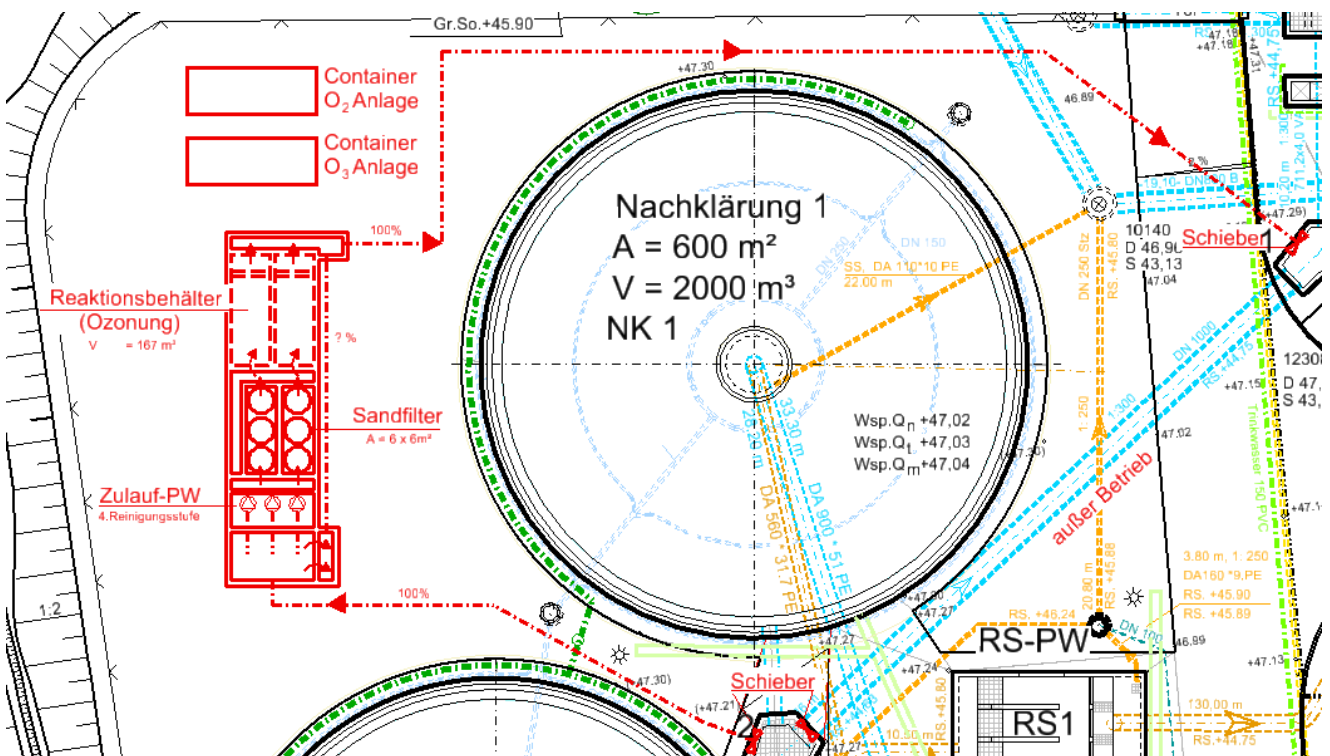
Der Ozoneintrag kann über eine Teilstrombegasung mit Injektoren erfolgen, oder über Diffusoren direkt in das Abwasser. Im konkreten Fall wird der Eintrag über Diffusoren gewählt, da er verfahrenstechnisch einfacher zu realisieren ist (kein weiterer Kreislauf mit Pumpe). Der Ablauf der Ozonbehandlung wird anschließend über eine Rohrleitung in den nachgeschalteten Schönungsteich geführt.

## Ozonerzeugung

Die Ozonerzeuger weisen eine Leistung von 2 x 2.000 g/h auf. Als Prozessgas ist flüssiger Sauerstoff vorgesehen. Die Kühlung erfolgt über einen Nass/Nass-Wärmeüberträger, der ebenfalls im Container untergebracht ist. Das benötigte Kühlwasser im Sekundärkreislauf wird über zwei Pumpen (eine Reserve) bereitgestellt. Die Erzeuger werden mit der zugehörigen Schaltanlage in Containern untergebracht.

## Fällmitteldosierung im Zulauf Sandfilter

Zur Verbesserung der Ablaufwerte von  $P_{ges}$  wird im Zulauf des Sandfilters eine Dosierstelle für Fällmittel vorgesehen. Diese Maßnahme wird in den Investitionskosten berücksichtigt.



**Bild 27:** Lageplanausschnitt Variante 3: Ozonung mit vorgeschaltetem Sandfilter

### 8.5 Ergebnisübersicht Varianten

	Variante 1 Pulverkohle mit Rücklaufkohle	Variante 2 GAK-Filtration	Variante 3 Sandfilter + Ozonung + Schönungsteich
Anlagenkomponenten	<p><b>Kontaktbecken:</b>  <math>t_A = 30 \text{ min}</math>, <math>V_{\text{ges}} = 200 \text{ m}^3</math></p> <p><b>Absetzbecken:</b>  <math>L = 30 \text{ m}</math>, <math>b = 7,4 \text{ m}</math>  <math>A_{\text{ges}} = 222 \text{ m}^2</math>, <math>V = 800 \text{ m}^3</math></p> <p><b>Tuchfiltration:</b>                  2 Filter mit <math>A_F = 30 \text{ m}^2</math>  <math>A_{F,\text{ges}} = 60 \text{ m}^2</math></p> <p><b>PAK-Silo:</b>  <math>V = 80 \text{ m}^3</math></p>	<p><b>GAK-Filtration:</b>                  6 Filter, <math>B \times L = 2,7 \times 5 \text{ m}</math>  <math>A = 81 \text{ m}^2</math>, <math>H_{FB} = 2,5 \text{ m}</math>,  <math>V = 202,5 \text{ m}^3</math></p>	<p><b>Sandfiltration (kont. gespült):</b>                  6 Filter mit <math>A_F = 6 \text{ m}^2</math>  <math>A_{F,\text{ges}} = 36 \text{ m}^2</math></p> <p><b>Flüssigsauerstoff:</b>                  Tankanlage und Verdampfer</p> <p><b>Ozonerzeuger:</b>                  2 x 2 kg <math>\text{O}_3/\text{h}</math></p> <p><b>Reaktionsbehälter:</b>                  2 Straßen,                  je <math>L = 5,8 \text{ m}</math>; <math>B = 2,4 \text{ m}</math>; <math>V_{\text{ges}} = 167 \text{ m}^3</math></p>
Vorteile	<ul style="list-style-type: none"> <li>keine Bildung von Reaktionsprodukten</li> <li>Wirkungsweise der Stoffelimination eindeutig</li> <li>sehr guter Suspensarrückhalt im AB und durch Filtration</li> <li>sehr gute Reduzierung <math>P_{\text{ges}}</math> und CSB</li> <li>Mehrfachbeladung der PAK</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>keine Bildung von Reaktionsprodukten</li> <li>Wirkungsweise der Stoffelimination eindeutig</li> <li>sicherer und einfacher Betrieb</li> <li>Suspensarrückhalt durch Filtration</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>geringe Wirkung auf CSB</li> <li>Wirkung auf <math>P_{\text{ges}}</math> wird durch Fällmitteldosierung im Zulauf-Sandfilter verbessert</li> <li>guter Suspensarrückhalt durch vorgeschaltete Filtrationsstufe.</li> </ul>
achteile	<ul style="list-style-type: none"> <li>höherer Schlammanfall als bei den anderen Varianten</li> <li>betreuungsintensiv, da Dosierung von PAK, FHM und FM</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>GAK-Austausch</li> <li>hoher Kohlebedarf im Vergleich zu anderen Varianten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>hohe Sicherheitsanforderungen an den Arbeitsschutz, da Ozon toxisch und als Reizstoff wirkt</li> <li>derzeit noch keine breite Referenzbasis</li> </ul>



## 9 Kosten

### 9.1 Allgemein

Die Wirtschaftlichkeit der drei betrachteten Varianten wird anhand der Investitions- und Betriebskostenschätzung ermittelt. Anhand der Jahreskosten werden dann die Varianten verglichen. In einer Sensitivitätsanalyse wird der Einfluss einzelner Kostengruppen und der betrieblichen Einstellungen auf die Jahreskosten betrachtet. Die im Rahmen dieser Studie geschätzten Kosten (Investitions- und Betriebskosten) können um  $\pm 30\%$  von den tatsächlichen Kosten abweichen.

### 9.2 Investitionskosten

Anhand der Bemessungen und der Auslegung sowie der zeichnerischen Darstellung der Varianten wurden für die betrachteten Lösungen die Investitionskosten, unterteilt in die Kostengruppen Bau-, Maschinen- und EMSR-Technik, ermittelt. Die genaue Zusammenstellung enthält **Anlage 2**.

Grundlage der eingesetzten Preise waren aktuelle Ausschreibungsergebnisse in vergleichbaren Projekten sowie Richtpreisangebote von Herstellern. Als Baunebenkosten wurden 20 % der Nettoinvestitionssumme angesetzt. In nachfolgender Tabelle sind die Kosten zusammengestellt:

**Tabelle 1: Investitionskosten für die Varianten 1 bis 3**

Pos.-Nr	Text		Variante 1	Variante 2	Variante 3
			PAK m. Rücklaufk.	GAK-Filtration	Sandfilter + Ozonung + Teich
1	Bautechnik	EUR	821.836,84	642.477,80	395.098,56
2	Maschinentechnik	EUR	783.247,50	590.861,25	783.300,00
3	EMSR-Technik	EUR	319.136,63	295.430,63	313.320,00
<b>Summe Herstellungskosten, netto</b>		<b>EUR</b>	<b>1.924.220,97</b>	<b>1.528.769,68</b>	<b>1.491.718,56</b>
Nebenkosten (Ing.-Honoare, Prüfgebühr, usw.)		EUR	384.844,19	305.753,94	298.343,71
<b>Summe Baukosten, netto</b>		<b>EUR</b>	<b>2.309.065,16</b>	<b>1.834.523,61</b>	<b>1.790.062,27</b>
Mehrwertsteuer		EUR	365.601,98	290.466,24	283.426,53
<b>Summe Baukosten, brutto</b>		<b>EUR</b>	<b>2.674.667,14</b>	<b>2.124.989,85</b>	<b>2.073.488,80</b>
<b>Anteil</b>			<b>129%</b>	<b>102%</b>	<b>100%</b>

Am teuersten ist Variante 1. Die Investitionskosten für die Varianten 2 und 3 liegen auf einem vergleichbaren Niveau.

### 9.3 Betriebskosten

Für die Berechnung der Betriebskosten wurden folgende Werte in Abstimmung mit dem Auftraggeber angenommen:

Strombezugskosten	0,175 EUR/kWh, netto
Verbrennung Schlamm (Entwässerungsergebnis 22 %)	53,63 EUR/Mg Nassschlamm, netto 243,77 EUR/Mg TS, netto
Personal	40.000 EUR/(MA·a), netto
Pulveraktivkohle	1.500 EUR/Mg, netto
Flockungshilfsmittel	3.500 EUR/kg WS, netto
Sauerstoff inkl. Tankmiete	0,25 EUR/kg, netto
Entwässerungskosten Schlamm	50 EUR/Mg TS, netto

Die Kosten für die Aktivkohlen entstammen aus aktuellen Ausschreibungsergebnissen (PAK). Derzeit sind Preise von 1.300 EUR/Mg, netto noch gängig. Eine Steigerung des Preises für Aktivkohle wird erwartet. Daher wird für die Berechnung ein Preis von 1.500 EUR/Mg, netto angesetzt. Für alle verbrauchsgebundenen Kosten wurden die mittleren Verbrauchsmengen aus der Bemessung und Auslegung der Varianten in **Anlage 1** herangezogen.

Für die Variante 1 ist die Dosierung von Flockungs- bzw. Fällmitteln (Me-Salzen) notwendig. In der Summe ist jedoch keine zusätzliche Menge notwendig, da die Dosierung der Fällmittel von der Belebung (Simultanfällung) in die Adsorptionsstufe verlagert wird. Insgesamt ergeben sich damit keine erhöhten Kosten für den Einsatz von Me-Salzen als Fäll- und Flockungsmittel. Wie die Anlage in Sindelfingen zeigt, ist mit einem Mehranfall an Schlamm zu rechnen. Zum einen ist dies die dosierte Pulverkohle. Zum anderen ist dies Schlamm, der aus den zusätzlich gefällten Stoffen (Phosphor, CSB u. Ä.) gebildet wird. Hierfür wurde für die Betriebskostenermittlung folgender Ansatz gewählt. Der Schlamm setzt sich zu einem Drittel aus der PAK und zu 2/3 aus Organika (CSB, AFS) und Fällprodukten zusammen.

Neben den Entsorgungskosten des Schlammes fallen im Rahmen der Schlammbehandlung noch die Entwässerungskosten auf der Kläranlage an. Diese wurden mit 50 EUR/Mg TS, netto berücksichtigt. Bei Variante 1 ist in jedem Fall der Einsatz von Flockungshilfsmitteln notwendig. Es wurden spezifische Kosten von 3.500 EUR/Mg Wirkstoff angesetzt. Weitere Werte sind der Betriebskostenberechnung in **Anlage 3** zu entnehmen.

Für Wartung und Instandhaltung wurden folgende Prozentsätze der Netto-Investitionskosten angesetzt:

Bautechnik:	1,0 % der Investitionskosten/a
Maschinentechnik:	4,0 % der Investitionskosten/a
EMSR-Technik:	2,0 % der Investitionskosten/a

Die betriebsgebundenen Kosten beinhalten Personal- und Wartungs-/Instandhaltungskosten. Die verbrauchsgebundenen Kosten setzen sich aus den Energie-, Chemikalien- und Schlammmentwässerungs- sowie Schlammmentsorgungskosten zusammen.

**Tabelle 2: Betriebskosten für die Varianten 1 bis 3**

	Text		Variante 1 PAK m. Rücklaufk.	Variante 2 GAK-Filtration	Variante 3 Sandfilter + Ozonung + Teich
B	Betriebsgebundene Kosten	EUR	71.931,00	55.967,84	65.549,39
C	Verbrauchsgebundene Kosten	EUR	91.948,90	189.781,65	105.358,18
<b>Summe Betriebskosten, netto</b>		<b>EUR</b>	<b>163.879,91</b>	<b>245.749,49</b>	<b>170.907,57</b>
	Mehrwertsteuer: 19%	EUR	31.137,18	46.692,40	32.472,44
<b>Summe Betriebskosten, brutto</b>		<b>EUR</b>	<b>195.017,09</b>	<b>292.441,90</b>	<b>203.380,01</b>
<b>Anteil</b>			<b>100%</b>	<b>150%</b>	<b>104%</b>

Die Betriebskosten für Variante 2 sind mit Abstand am höchsten (ca. 292.000 EUR/a, brutto). Die Varianten 1 und 3 liegen auf einem vergleichbaren Niveau von rd. 195.000 ... 203.000 EUR/a, brutto.

## 9.4 Jahreskosten

Die Jahreskosten wurden anhand folgender Vorgaben berechnet:

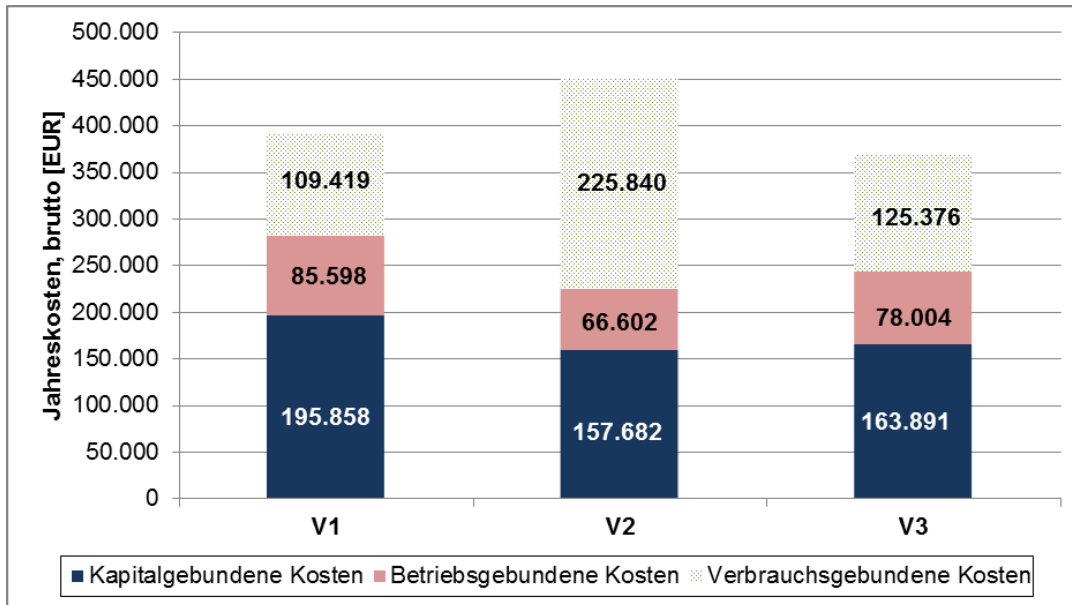
Betrachtungszeitraum:	30 a
Nutzungsdauer Bautechnik:	30 a
Nutzungsdauer Maschinentechnik:	15 a
Nutzungsdauer EMSR-Technik:	10 a
Realzinssatz:	3 %

Die Nutzungsdauern lehnen sich an die Vorgaben der Landesarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) an. Der nominale Zinssatz von 3 % p. a. ist seit 1986 ein Standardwert, der sich auf einer Abstimmung des Bundes und der Länder zur Beurteilung von technischen Infrastrukturmaßnahmen gründet. Er kann auf Projekte in der Siedlungswasserwirtschaft übertragen werden. Die ermittelten Jahreskosten sind in **Tabelle 3** zusammengefasst.

**Tabelle 3: Jahreskosten und spezifische Kosten für die Varianten 1 bis 3**

Pos.-Nr	Text		Variante 1	Variante 2	Variante 3
			PAK m. Rücklaufk.	GAK-Filtration	Sandfilter + Ozonung + Teich
A	Kapitalgebundene Kosten	EUR	164.586,49	132.505,99	137.723,94
B	Betriebsgebundene Kosten	EUR	71.931,00	55.967,84	65.549,39
C	Verbrauchsgebundene Kosten	EUR	91.948,90	189.781,65	105.358,18
<b>Summe Jahreskosten, netto</b>		<b>EUR</b>	<b>328.466,39</b>	<b>378.255,48</b>	<b>308.631,51</b>
Mehrwertsteuer: 19%		EUR	62.408,61	71.868,54	58.639,99
<b>Summe Jahreskosten, brutto</b>		<b>EUR</b>	<b>390.875,00</b>	<b>450.124,02</b>	<b>367.271,49</b>
<b>Anteil</b>			<b>106%</b>	<b>123%</b>	<b>100%</b>
<b>Spezifische Kosten bezogen auf die behandelte Abwassermenge in der 4. Reinigungsstufe</b>					
spez. Kosten, netto		EUR/m <sup>3</sup> Abwasser	0,12	0,14	0,11
spez. Kosten, brutto		EUR/m <sup>3</sup> Abwasser	0,14	0,17	0,14
<b>Spezifische Kosten bezogen auf die gebührenrelevante Jahresschmutzwassermenge im Jahr 2014 (1.985.346 m<sup>3</sup>)</b>					
spez. Kosten, netto		EUR/m <sup>3</sup> Abwasser	0,17	0,19	0,16
spez. Kosten, brutto		EUR/m <sup>3</sup> Abwasser	0,20	0,23	0,18

Die niedrigsten Jahreskosten wurden für die Variante 3 (Sandfilter + Ozonung) und Variante 1 (PAK-Dosierung) mit ca. 367.000 bzw. 391.000 EUR/a, brutto ermittelt. Die Variante 2 (GAK-Filtration) weist mit rd. 450.000 EUR/a, brutto die höchsten Jahreskosten auf.



**Bild 28:** Anteile kapital-, betriebs- und verbrauchsgebundene Kosten an den Jahreskosten der Varianten

Aus der im **Bild 28** dargestellten Aufteilung der Jahreskosten ist erkennbar, dass Variante 1 den höchsten Anteil an kapitalgebundenen Kosten aufweist. Sehr hohe verbrauchsgebundene Kosten ergeben sich für Variante 2.

## 9.5 Sensitivitätsanalyse

Die Einflüsse von geänderten Verbrauchsmengen und deren spezifischen Kosten auf die Betriebs- und damit Jahreskosten wurden untersucht. Hierbei sind die entscheidenden Parameter herauszuarbeiten und zu bewerten. Folgende Punkte werden betrachtet:

- Steigerung der Energiekosten (elektrisch) um 20 % auf 0,21 EUR/kWh, netto (0,25 EUR/kWh, brutto),
- Steigerung Bezugskosten für Aktivkohle (PAK und GAK) und Flüssigsauerstoff um 10 %,
- Reduzierung Dosierung Pulveraktivenkohle und Ozon um 20 %, Verlängerung der GAK-Standzeit um 20 %.

In **Tabelle 4** sind die prozentualen Abweichungen der Jahreskosten dargestellt. Rot und gelb deuten auf eine hohe bzw. mittlere Sensitivität hin, während grün einer niedrigen Sensitivität entspricht.

Die **Steigerung des Bezugspreises für elektrische Energie** um 20 % führt auch bei der energieintensiven Variante 3 (Ozonung) zu einer Steigerung der Jahreskosten von rund +3,8 % bzw. 14.500 EUR/a, brutto. Bei der PAK-Variante (V1) ergibt sich eine Steigerung von 6.000 EUR/a, brutto (+1,5 %). Die niedrigste Sensitivität weist Variante 2 (GAK-Filtration) mit einer Erhöhung von 3.300 EUR/a, brutto (+0,7 %) auf.

Die **Steigerung der Bezugskosten** um 10 % für die Aktivkohle steigert die Jahreskosten von den Varianten 1 und 2 um 4.800 EUR/a, brutto bzw. 21.000 EUR/a, brutto. Die Preissteigerung für Flüssigsauerstoff führt bei Variante 3 zu einer Erhöhung der Jahreskosten um rund 5.300 EUR/a, brutto.

Bei den Jahreskosten ergeben sich somit Steigerungen von +4,4 % bei Variante 2 (GAK-Filtration) sowie +1,2 % und +1,4 % bei den Varianten 1 und 3.

Die **Reduzierung der Dosiermengen** um etwa 20 % hat große Einflüsse auf die Jahreskosten. Bei Variante 1 (PAK) würden durch die Reduzierung der Aktivkohlemenge die Jahreskosten um ca. 9.700 EUR/a, brutto (-2,5 %) sinken. Bei der Variante 3 (Sandfilter + Ozon) würde sich eine Einsparung von rund 18.000 EUR/a, brutto (-5,1 %) ergeben. Die Verlängerung der GAK-Standzeit verringert die Jahreskosten der Variante 2 um rund 34.900 EUR/a, brutto (-8,4 %).

Zu beachten ist, dass die Einsatzmengen nicht exakt vorausgesagt werden können. Sie sind abhängig vom Reinigungsziel, aber auch beispielsweise von der CSB-Fraktion im Ablauf der Nachklärung. Insbesondere bei der Ozon-Variante kann eine Reduzierung der Dosierung erwartet werden.

**Tabelle 4: Prozentuale Erhöhung bzw. Verminderung der Jahreskosten unter sensitiver Betrachtung der Energie- und Bezugskosten sowie Einsatzmenge**

	Variante 1 PAK m. Rücklaufk.	Variante 2 GAK-Filtration	Variante 3 Sandfilter + Ozonung + Teich
Energiekosten (+20%)	1,5%	0,7%	3,8%
Bezugskosten (+10%)	1,2%	4,4%	1,4%
Einsatzmenge(-20%)	-2,5%	-8,4%	-5,1%

## 10 Bewertung

Neben den Kosten sind noch weitere Kriterien, wie Reinigungsleistung, Betriebssicherheit, Bildung von Abbauprodukten, Betriebs- und Wartungsaufwand, Sensitivität bei Kostensteigerungen, für die Bewertung der Varianten wichtig. In der nachfolgenden Bewertungsmatrix wurden diese Kriterien zusammengestellt und gewichtet. Die Variante mit der jeweils höchsten Punktzahl ist als Vorzugsvariante anzusehen.

**Tabelle 5: Bewertungsmatrix für die Varianten 1 bis 3**

Kriterium	Wichtung	Wertung					
		Variante 1		Variante 2		Variante 3	
		PAK m. Rücklaufk. Punkte	gewichtet	GAK Punkte	gewichtet	Sandfilter + Ozonung + Teich Punkte	gewichtet
Jahreskosten	0,30	4	1,2	3	0,9	5	1,5
Reinigungsleistung $P_{ges}/CSB$ (zusätz. Reduk.)	0,28	5	1,4	4	1,12	4	1,12
Bildung Nebenprodukte	0,10	5	0,5	5	0,5	3	0,3
Erfahrungen/Referenzen	0,08	5	0,4	4	0,32	4	0,32
Betriebs- und Wartungsaufwand	0,08	4	0,32	5	0,4	4	0,32
Betriebssicherheit	0,06	4	0,24	5	0,3	4	0,24
Sensitivität Kostensteigerungen	0,06	4	0,24	3	0,18	4	0,24
CO <sub>2</sub> -Bilanz	0,04	4	0,16	4	0,16	4	0,16
<b>Summe</b>	<b>1,00</b>	<b>35</b>	<b>4,46</b>	<b>33</b>	<b>3,88</b>	<b>32</b>	<b>4,20</b>

Die **Jahreskosten** werden mit einer Wichtung von 30 % eingestuft. Wie schon im **Kapitel 9.4** dargelegt, sind die Jahreskosten bei Variante 3 (Sandfilter + Ozonung) am geringsten. Daher erhält sie hier 5 Punkte. Variante 1 liegt auf dem zweiten Platz und wird mit 4 Punkten bewertet.

Die höchsten Jahreskosten weist Variante 2 (GAK-Filtration) auf. In diesem Kriterium werden nur 3 Punkte an Variante 1 vergeben.

Die **Reinigungsleistung  $P_{ges}$  und CSB** wurde in Ahaus mit 28 % gewichtet. Sehr gute Ergebnisse hat die Variante 1 (PAK mit RLK) in Sindelfingen für  $P_{ges}$  erzielt. Bei den Varianten 2 und 3 ist durch GAK-Filtration bzw. vorgeschaltete Sandfiltration eine Reduktion von den Parametern CSB und  $P_{ges}$  zu erwarten. Daher werden vier Punkte für Variante 2 und Variante 3 vergeben. Allein Variante 1 erhält fünf Punkte in diesem Kriterium.

Die **Bildung von Transformationsprodukten** ist beim Einsatz von oxidativen Verfahren wie dem Ozon gegeben. In Versuchen wurde die Bildung bestätigt. Durch eine nachgeschaltete biologische Stufe können diese Produkte wieder abgebaut werden. Dies erfolgt auch in der Variante 3 (Sandfilter + Ozonung). Um der besonderen Bedeutung dieses Punktes Rechnung zu tragen, wurde Variante 3 hier mit drei Punkten bewertet und die Varianten 1 und 2, wo keine Abbauprodukte entstehen können, mit fünf Punkten.

Für die vorgestellten Varianten ist die Situation hinsichtlich **Erfahrungen und Referenzen** unterschiedlich. Für die Variante 1 (PAK mit Rücklaufkohle), die bislang in Baden-Württemberg bevorzugt umgesetzt wurde, liegen derzeit schon sehr gute Erfahrungen vor. Derzeit sind Anlagen bis 1.000 l/s in Betrieb. Größere sind in Planung. Daher werden hier fünf Punkte vergeben. Für die Ozonung liegen schon einige Erfahrungen aus Referenzanlagen vor (z. B. Regensdorf, Duisburg-Vierlinden, Bad Sassendorf). Die Variante 2 und 3 bekommen in diesem Kriterium nur vier Punkte.

Der **Betriebs- und Wartungsaufwand** ist für den Betrieb der Kläranlage ein wichtiger Punkt. Hier wurde die GAK-Filtration mit fünf Punkten am besten bewertet. Die Ozonung stellt aufgrund der Komplexität der Erzeugungsanlage schon einen besonderen Betriebspunkt auf der Kläranlage dar. Vier Punkte wurden an die Variante 3 vergeben. Die Variante 1 (Pulveraktivkohledosierung) wurde mit vier Punkten bewertet. Der Betriebsaufwand ist größer als bei der GAK-Filtration. Die Erfahrungen zeigen jedoch, dass die Dosierung von Pulveraktivkohle mit hoher Genauigkeit und vertretbarem Betriebsaufwand erfolgen kann.

Die **Sensitivität gegenüber Kostensteigerungen** bei den Betriebsmitteln ist über die Laufzeit der Anlage zu betrachten, wie schon im **Kapitel 9.5** dargestellt. Hier zeigen die Variante 1 (PAK mit Rückführung) und Variante 3 (Sandfilter + Ozonung) die geringsten Einflüsse auf Kostensteigerungen. Sie werden daher mit 4 Punkten bewertet. Variante 2 reagiert am empfindlichsten auf Kostensteigerungen. Deshalb werden hier nur drei Punkte vergeben.

In letzter Zeit ist die **Nachhaltigkeit (CO<sub>2</sub>-Emissionen)** von Verfahren gerade auch bei der 4. Reinigungsstufe immer stärker in den Fokus gerückt. Die Bewertung ist derzeit noch schwierig, da entsprechend weitreichende Untersuchungen noch nicht abgeschlossen sind. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt kann noch keine eindeutige Bewertung abgegeben werden (Palmowski u. a. 2011). Vor diesem Hintergrund werden alle Verfahren mit vier Punkten bewertet.

In der **Summe** schneidet Variante 1 (PAK mit Rücklaufkohle) mit 4,46 Punkten am besten ab. Gefolgt von Variante 3 (Sandfilter + Ozonung) mit 4,20 Punkten. Variante 2 (GAK-Filtration) hat mit 3,88 Punkten die niedrigste Bewertung.

## 11 Zusammenfassung

Die Screening-Ergebnisse zeigten, dass die Konzentrationen der untersuchten Spurenstoffe im Zu- und Ablauf des Zentralkläranwerks Ahaus sich mit Werten aus der Literatur und anderen Kläranlagen vergleichen lassen.

Im Rahmen der Studie zur Ertüchtigung und Erweiterung des Zentralkläranwerks Ahaus in Bezug auf die Elimination von anthropogenen Spurenstoffen (4. Reinigungsstufe) wurden folgende drei Verfahrensvarianten untersucht, die mit dem Auftraggeber abgestimmt wurden:

**Variante 1:** Pulverkohledosierung mit Rücklaufkohle,

**Variante 2:** GAK-Filtration,

**Variante 3:** Sandfiltration und Ozonung mit nachgeschaltetem Schönungsteich.

Die ausgewählten Varianten wurden auf ihre Umsetzbarkeit geprüft und zeichnerisch in Lageplanausschnitten dargestellt. Basierend auf den Abschätzungen der Betriebs- und Investitionskosten wurden die Jahreskosten ermittelt. Die Bewertung der einzelnen Varianten erfolgte anhand einer Entscheidungsmatrix, in der neben den Jahreskosten noch weitere Kriterien berücksichtigt wurden. Maximal konnte eine Punktzahl von 5 Punkten erreicht werden.

Die höchste Punktzahl erreicht Variante 1 (PAK mit Rücklaufkohle) mit 4,46 Punkten; Variante 3 (Sandfilter + Ozonung) kommt auf den zweiten Platz, mit 4,20 Punkten. Die GAK-Filtration (Variante 2) liegt mit 3,88 Punkten auf dem dritten Platz.

Bei den Jahreskosten liegt Variante 3 (Sandfilter + Ozonung + Teich) mit ca. 367.000 EUR/a, brutto vorn, gefolgt von Variante 1 (PAK mit Rücklaufkohle) mit 391.000 EUR/a, brutto. Variante 2 (GAK-Filtration) liegt mit 450.000 EUR/a, brutto auf dem dritten Platz.

Variante 1 (PAK mit Rücklaufkohle) lag in der Bewertungsmatrix auf dem ersten Rang. Sie stellt das derzeit verbreitetste Verfahren zur Spurenstoffelimination dar (in Baden-Württemberg derzeit sieben Anlagen in Betrieb, weitere in Planung und Bau). Neben der Pulverkohle wird in diesem Verfahren noch Flockungs- und Flockungshilfsmittel dosiert. Auf der einen Seite führt dies zu einem erhöhten Betriebsaufwand; auf der anderen Seite kann damit auch direkt auf eine Veränderung der Rohwasserbeschaffenheit bzw. der Ablaufziele reagiert werden. Die Erfahrungen aus Baden-Württemberg zeigen, dass ein sehr sicherer Betrieb möglich ist. Durch die Rückführung der Aktivkohle ist eine sehr gute Nutzung der Adsorptionskapazität der Kohle gegeben. Dadurch reduziert sich insgesamt der benötigte Kohlebedarf. Das Verfahren reagiert damit auf Preisschwankungen bei der Aktivkohle weniger sensitiv. Das Verfahren führt neben der Spurenstoffelimination noch zu einer deutlichen Reduzierung bei den Parametern CSB und  $P_{ges}$ .

Variante 3 (Sandfilter + Ozonung + Schönungsteich) lag in der Bewertungsmatrix auf dem zweiten Platz. Die Jahreskosten dieses Verfahrens sind am niedrigsten. Sie sind jedoch von der Ozondosis stark abhängig. In der Berechnung wurde derzeit von einer vergleichsweise hohen Dosis ausgegangen. Sollte sich zeigen, dass diese reduziert werden kann, so wird dieses Verfahren wirtschaftlich noch interessanter. Die weiteren Forschungsergebnisse hinsichtlich der Bildung von Transferprodukten sollten in die Entscheidungsfindung einfließen. Der Einsatz von Ozon bedingt einen hohen Energiebedarf auf der Kläranlage für die Erzeugung des Ozons. Damit reagieren die Ozonvarianten generell sensitiver auf Kostensteigerungen beim Strombezug. Die Investitionskosten dieser Variante sind mit denen der Variante 2 vergleichbar.

Die GAK-Filtration (Variante 2) ist aufgrund der höchsten Jahreskosten auf dem letzten Rang. Für dieses Verfahren spricht die hohe Betriebssicherheit und der minimale Betriebsaufwand. Die relativ geringe prognostizierte Standzeit der Aktivkohle im Filter führt allerdings zu hohen Betriebskosten. Variante 2 ist zudem sehr empfindlich gegenüber Kostensteigerungen.

Bei der GAK-Filtration ist grundsätzlich neben dem beschriebenen Einsatz von Frischkohlen bzw. reaktivierten Kohlen auch der Einsatz von vorbeladenen Kohlen aus der Trinkwasseraufbereitung möglich. Das Konzentrationsniveau der Spurenstoffe ist in der Trinkwasseraufbereitung i. d. R. niedriger als im Abwasserbereich, sodass diese Kohlen in der vierten Reinigungsstufe weiterbeladen werden könnten. Die Eignung sollte vor dem Einsatz in jedem Fall durch Versuche bzw. eine Pilotierung untersucht werden. In Abhängigkeit von den erreichbaren Standzeiten dieser Kohlen ist dann die Wirtschaftlichkeit des Einsatzes zu bewerten.

Die TUTTAHS & MEYER Ing.-GmbH empfiehlt, Variante 1 (PAK mit RLK) und Variante 3 (Sandfilter + Ozonung + Teich) für weitere Untersuchungen auf dem Zentralklärwerk Ahaus zu berücksichtigen.



## Literaturverzeichnis

### **Abegglen u. a. 2009**

*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.:* Ozonung von gereinigtem Abwasser – Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf; Studie der Eawag im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (CH), 2009, Download unter: [www.eawag.ch/medien/bulletin/20090616/schlussbericht.pdf](http://www.eawag.ch/medien/bulletin/20090616/schlussbericht.pdf).

### **ATV-A 203**

*DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.:* ATV-Arbeitsblatt A 203/Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung, April 1995.

### **Bornemann u. a. 2012**

*Bornemann, C.; Hachenberg, M.; Kazner, C.; Herr, J.; Jagemann, P.; Lyko, S.; Benstöm, F.; Montag, D.; Platz, S.; Wett, M.; Kaub, J. M.; Kolisch, G.; Osthoff, T.; Rolfs, T.; Stepkes, H.:* Teilprojekt 5: Er-tüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle. Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2012.

### **Breitbach u. Bathen 2001**

*Breitbach, Marc; Bathen, Dieter:* Adsorptionstechnik. 1. Auflage. Springer-Verlag, 2001. – ISBN 9783540419082.

### **Cooney 1998**

*Cooney, D. O.:* Adsorption Design for Wastewater Treatment. 1. Auflage. CRC, 1998. – ISBN 9781566703338

### **DVGW W 239**

DVGW W 239 (A) März 2011. Entfernung organischer Stoffe bei der Trinkwasseraufbereitung durch Adsorption an Aktivkohle.

### **DWA 2008**

*Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hrsg.):* Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf – Arzneistoffe. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, 5/2008 (DWA-Themen). – ISBN 9783940173744.

### **Grünebaum u. a. 2012**

*Grünebaum, T.; Herbst, H.; Keyzers, C.; Lyko, S.; Türk, J.:* Mikroschadstoffelimination mit Ozon: Beispiele für Kläranlagen; Vortrag auf dem 2. Fachsymposium Mikroschadstoffe. NRW 2012; Elimination von Mikroschadstoffen, Keimen und Bakterien in kommunalen Kläranlagen am 21.06.2012 in Düsseldorf.

### **Gujer 1999**

*Gujer, Willi:* Siedlungswasserwirtschaft. 1. Auflage. Springer-Verlag, 1999.

**Herbst u. a. 2011**

*Herbst, H.; Kaufmann, M.; Türk, J.; Launer, M.:* Abwasser ozonierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden – Auslegung – Bau – erste Betriebsergebnisse. In Innovation und Flexibilität – Systemoptimierung und Systemerweiterung; Tagungsband der 25. Karlsruher Flockungstage 2011, Schriftenreihe SWW (Bd. 141), Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe, ISBN 978-3-9813069-4-1.

**Joss u. a. 2005**

*Joss, Adriano; Keller, Elvira; Alder, Alfredo C.; Göbel, Anke; McArdell, Christa S.; Ternes, Thomas; Siegrist, Hansruedi:* Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. In: Water Res 39 (2005), Sep, Nr. 14, S. 3139–3152.

**Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW 2013**

<http://www.koms-bw.de>, Abruf: 01.09.2013.

**Kümmel u. Worch 1990**

*Kümmel, R.; Worch, E.:* Adsorption aus wässrigen Lösungen. 1. Auflage. VEB Dt. Verl. für Grundstoffindustrie, 1990.

**Meyer 1979**

*MEYER, Hermann:* Untersuchung zur weitergehenden Reinigung biologisch gereinigten Abwassers – Die praktische Anwendung der Abwasserfiltration und ihre Bedeutung in der Abwassertechnologie; Schriftenreihe GWA, Bd. 35, 1979.

**Meyer 2008**

*MEYER, Hermann:* Abwasserreinigung – Qua vadis?, in GWF Wasser, Abwasser, 149, Nr. 4, 2008.

**MUNLV 2004**

*MUNLV NRW:* Untersuchung zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen. 2004 – Forschungsbericht.

**Nahrstedt u. a. 2011**

*Nahrstedt, A.; Alt, K.; Barnscheidt, I.; Fritzsche, J.; Sürder, T.; Burbaum, H.; Klak, A.:* CSB- und Spurenstoffelimination am Aktivkohlefestbettfilter. Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2011.

**Palmowski u. a. 2011**

*Palmowski, L.; Veltmann, K.; Mousel, D.; Mauer, C.; Simsheuser, C.; Schmitz, U.; Eckers, S.; Jagemann, P.; Thöle, D.; Riße, H.; Gredugk-Hoffmann:* Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Phase I. Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2011.

**Pinnekamp u. a. 2010**

*Pinnekamp, Johannes; Keyers, Christoph; Montag, David; Veltmann, Karin:* Elimination von Mikro-schadstoffen – Stand der Wissenschaft. In: Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA) 220 (2010), S. 28/1 – 28/21.

**Schröder und Grömping 2013**

*Schröder, Karl-Heinz; Grömping, Markus:* Einsatz von Aktivkohle auf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen, Vortrag auf dem DWA-Praxisseminar „Strategien zur Spurenstoffelimination auf Kläranlagen“ am 2. Juli 2013 in Gütersloh, Juli 2013.

**Schwentner u. a. 2013a**

*Schwentner, G; Kremp, W.; Mauritz, A; Hein, A.; Metzger, S; Rössler, A.:* Kosten in der weitergehenden Abwasserreinigung mit PAK – Teil 1, in *Wasserwirtschaft – Wassertechnik (wwt)*, 63, Nr. 4, 2013.

**Schwentner u. a. 2013b**

*Schwentner, G; Kremp, W.; Mauritz, A; Hein, A; Metzger, S; Rössler, A.:* Kosten in der weitergehenden Abwasserreinigung mit PAK – Teil 2, in *Wasserwirtschaft – Wassertechnik (wwt)*, 63, Nr. 5, 2013.

**Siegrist 2013**

*Siegrist, H.-R.:* *Energieverbrauch für die weitergehende Spurenstoffelimination – Maßnahmen zur Reduktion*, in: *Schriftreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum*, Band 65, 31. Bochumer Workshop, Klimaschutz und Energiewende – Welchen Beitrag liefert der Abwassersektor?, 2013.

**Sontheimer u. a. 1985**

Sontheimer, H.; Frick, B.; Fettig, J.; Hörner, G.; Hubele, C.; Zimmer, G.: Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. DVGW Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), 1985.

**Ternes u. a. 2003**

*Ternes, T. A.; Stüber, J.; Herrmann, N.; McDowell, D.; Ried, A.; Kampmann, M.; Teiser, B.:* Ozonation: A tool for removal of pharmaceuticals contrast media and musk fragrances from wastewater?, *Water Research*, 37, 1976 – 1982, 2003.

**Worch 1997**

*Worch, E.:* *Wasser- und Wasserinhaltsstoffe – eine Einführung in die Hydrochemie*. Teubner-Verlag, Stuttgart-Leipzig, 205 S, 1997.

**Worch 2004**

*Worch, E.:* Vorlesungsunterlagen, Technische Universität Dresden, 2004.

## Anlagen

**Anlage 1:  
Auslegung  
Varianten 1 bis 3**

**Anlage 2:  
Investitionskosten  
Varianten 1 bis 3**

**Anlage 3:  
Betriebskosten  
Varianten 1 bis 3**

## **Anlage 4: Jahreskosten**



**Anlage 5:  
Screening-Ergebnisse des Zentralkläwerks Ahaus**