



# Machbarkeitsstudie zur Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven

Erläuterungsbericht

Im Auftrag des

## **Abwasserwerks des Abwasserzweckverbandes Wachtberg-Remagen**

bearbeitet durch

Fischer Teamplan Ingenieurbüro GmbH, Wilhelmstraße 26, 42697 Solingen

Dipl.-Ing. Stefan Ueberschaer

Dipl.-Ing. Thomas Wedmann

Solingen, im September 2020

## INHALTSVERZEICHNIS

<b>1.</b>	<b>Einleitung</b>	<b>1</b>
<b>2.</b>	<b>Anthropogene Spurenstoffe</b>	<b>3</b>
2.1.	Definition und Stoffgruppen	3
2.2.	Eintragspfade in die Umwelt	3
2.3.	Umweltverhalten	4
<b>3.</b>	<b>Rechtliche Rahmenbedingungen und Förderung</b>	<b>7</b>
3.1.	Finanzielle Förderung	10
<b>4.</b>	<b>Stand der Kläranlagentechnik in Bezug auf anthropogene Spurenstoffe</b>	<b>11</b>
4.1.	Allgemein	11
4.2.	Stand der Technik in Deutschland	11
4.3.	Stand der Technik in Nordrhein-Westfalen	12
4.4.	Stand der Technik in der Schweiz	14
<b>5.</b>	<b>Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen</b>	<b>15</b>
5.1.	Verfahrensüberblick	15
5.2.	Adsorptive Verfahren	16
5.3.	Oxidative Verfahren	32
5.4.	Vor- und Nachteile der Verfahren	43
<b>6.</b>	<b>Kläranlage Wachtberg-Züllighoven</b>	<b>47</b>
6.1.	Ermittlung der Grundlagendaten	47
6.2.	Standardabwasserparameter und Reinigungsleistung	51
6.3.	Spurenstoffmonitoring	55
<b>7.</b>	<b>Bemessungsgrundlagen der 4. Reinigungsstufe</b>	<b>68</b>
7.1.	Grundlegende Auslegungskriterien	68
7.2.	Eliminationsziel und Auslegungswassermenge	69
7.3.	Mögliche Flächennutzung	77
7.4.	Zusammenstellung der Bemessungsparameter	78
<b>8.</b>	<b>Auslegungsvarianten</b>	<b>79</b>
8.1.	Ozonung als grundlegendes Verfahren	79
8.2.	Variante 1: Nachbehandlung mit Sandfiltern	84
8.3.	Variante 2: Nachbehandlung mit granulierter Aktivkohle	88
8.4.	Variante 3: Nachbehandlung mit DynaSand-Filter	91
8.5.	Variante 4: Nachbehandlung mit DynaSand Carbon-Filter	93
<b>9.</b>	<b>Planung der Anlage</b>	<b>96</b>

9.1.	Zwischenpumpwerk	96
9.2.	Variante 1: Oxidative Reinigungsstufe mit Sandfiltern	96
9.3.	Variante 2: Oxidative Reinigungsstufe mit GAK-Filtern	99
9.4.	Variante 3: Oxidative Reinigungsstufe mit DynaSand-Filtern	100
9.5.	Variante 4: Oxidative Reinigungsstufe mit DynaSand/GAK-Filtern	102
<b>10.</b>	<b>Kostenbetrachtung</b>	<b>103</b>
10.1.	Betriebliche Aspekte	104
<b>11.</b>	<b>Variantenvergleich</b>	<b>111</b>
<b>12.</b>	<b>Zusammenfassung und Ausblick</b>	<b>115</b>
<b>13.</b>	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>116</b>



**ABBILDUNGSVERZEICHNIS**

Abb. 2-1: Eintragspfade der Spurenstoffe in die Gewässer [9]	4
Abb. 4-1: Stand der Mikroschadstoffelimination in kommunalen Kläranlagen in NRW [32]	13
Abb. 5-1: Fachtermini der Adsorptionsvorgänge [36]	16
Abb. 5-2: Verlagerung der Adsorptionszone über die Filterlaufzeit [41]	20
Abb. 5-3: Schematische Darstellung Kläranlage mit PAK-Dosierung in eine Adsorptionsstufe (nach [4])	29
Abb. 5-4: Schematische Darstellung Kläranlage mit PAK-Dosierung vor einen Sandfilter (nach [4])	30
Abb. 5-5: Schematische Darstellung Kläranlage mit PAK-Dosierung in die biologische Stufe (nach [4])	31
Abb. 5-6: Bildung/Zerfall von Ozon (vereinfachte schematische Darstellung) [65]	33
Abb. 5-7: Schema verfahrenstechnische Umsetzung Ozonung (eigene Darstellung)	35
Abb. 5-8: Schema Nachschaltung der Sandfilteranlage hinter die Ozonung (eigene Darstellung)	40
Abb. 5-9: Schema eines kontinuierlich gespülten DynaSand Filters [47]	41
Abb. 5-10: Nachschaltung der GAK-Filtrationsanlage hinter die Ozonung (eigene Darstellung)	42
Abb. 6-1: Fließschema der Kläranlage	47
Abb. 6-2: Kombinationsbecken	50
Abb. 6-3: Schlammstapelbehälter	51
Abb. 6-4: Jahrgang der berechneten AFS-Konzentration im Ablauf der Kläranlage	54
Abb. 6-5: Luftbild Kläranlage Wachtberg-Züllighoven mit Kennzeichnung der Probenahmestellen [86]	59
Abb. 6-6: Messstelle 2 - Schacht zwischen Sandfang und Belebung	60
Abb. 6-7: Messstelle 3 - Ablauf Nachklärung	60
Abb. 6-8: Innenansicht stationärer Probenehmer	60
Abb. 7-1: Vorfluter im Bereich der Kläranlage	70
Abb. 7-2: Übersichtskarte nahegelegenes Naturschutzgebiet [91]	71
Abb. 7-3: Vorgehensweise Ermittlung der Auslegungswassermenge (emissionsbasiert) [1]	73
Abb. 7-4: Jahrgang Regen- und Trockenwetterabflüsse (01.01.2015 – 31.12.2019)	74
Abb. 7-5: Anteil behandelbare JAM mit ermittelter Auslegungswassermenge (Bestandsdaten 2015 – 2019)	75
Abb. 7-6: Vorgehensweise Ermittlung Auslegungswassermenge (immissionsbasiert) [1]	76
Abb. 7-7: Lageplan mit eingezeichneter Freifläche für die 4. Reinigungsstufe	78
Abb. 8-1: Vergleich zwischen Behälter- (links) [107] und Betonbauweise (rechts) [108]	92
Abb. 9-1: Bauzeichnung Variante 1, Grundriss Erdgeschoss (unmaßstäblich)	97
Abb. 9-2: Bauzeichnung Variante 1, Schnitt A-A (unmaßstäblich)	98
Abb. 9-3: Bauzeichnung Variante 2, Grundriss Erdgeschoss (unmaßstäblich)	100
Abb. 9-4: Bauzeichnung Variante 3, Grundriss (unmaßstäblich)	101
Abb. 9-5: Bauzeichnung Variante 3, Schnitt A-A (unmaßstäblich)	102
Abb. 9-6: Bauzeichnung Variante 4, Grundriss (unmaßstäblich)	103
Abb. 10-1: Diagramm Kostenvergleichsrechnung	109

## TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 3-1: Vorschläge für Umweltqualitätsnormen von Arzneimitteln (Jahresmittelwerte) [2]	8
Tab. 5-1: Einteilung der Haupt- u. Nachbehandlungsverfahren (in Anlehnung an [1])	15
Tab. 5-2: Einflussfaktoren auf die Adsorption an Aktivkohle (nach [4] [38])	17
Tab. 5-3: Indikatorsubstanzen der Adsorption an Aktivkohle zur gezielten Spurenstoffelimination [44]	22
Tab. 5-4: Auswahl an Projekten der Adsorption an GAK zur gezielten Spurenstoffelimination [49] [50]	23
Tab. 5-5: Auswahl an Projekten der Adsorption an PAK zur gezielten Spurenstoffelimination [50] [49]	32
Tab. 5-6: Schwellenwerte von Bromid zur Bewertung von Bromatbildung [1]	37
Tab. 5-7: Auswahl an Projekten der Ozonung zur gezielten Spurenstoffelimination [50] [49]	39
Tab. 5-8: Eignung betrachteter Verfahren zur gezielten Spurenstoffelimination	44
Tab. 6-1: Ablaufwerte Kläranlage Wachtberg-Züllighoven (01.01.2015 – 31.12.2019)	52
Tab. 6-2: Biologischer Wirkungsgrad Kläranlage Wachtberg-Züllighoven (01.01.2015 – 31.12.2019)	52
Tab. 6-3: Mittlere Trübung und berechnete AFS-Konzentration	53
Tab. 6-4: NO <sub>2</sub> -Konzentration im Ablauf der Kläranlage (01.01.2015 - 31.12.2019)	55
Tab. 6-5: Leitsubstanzen und Bewertungskriterien für das erweiterte Monitoring [1]	57
Tab. 6-6: Mindestumfang Indikatorsubstanzen für die Datenverdichtung [1]	58
Tab. 6-7: Angewandte Analysemethoden für die jeweiligen Stoffgruppen [87]	61
Tab. 6-8: Auswertung Messergebnisse für Zu- und Ablauf Kläranlage	63
Tab. 6-9: Darstellung kritische Werte für Zu- und Ablauf Kläranlage	64
Tab. 6-10: Darstellung kritischer Werte für den Vorfluter	65
Tab. 6-11: Bewertung Abbaubarkeit verschiedener Stoffe mittels Ozon und Aktivkohle (nach [89])	65
Tab. 7-1: Gewässerbewertung Mehlemer Bach gem. Wasserrahmenrichtlinie [93]	72
Tab. 7-2: Vergleich immissions- und emissionsbasiertem Ansatz KA Wachtberg-Züllighoven	72
Tab. 7-3: Jahresabwasser- u. Jahresschmutzwassermengen Vergleich (Bestandsdaten 2015 - 2019)	74
Tab. 7-4: JAM Auslegung nach immissionsbasiertem Ansatz (Bestandsdaten 2015 - 2019)	76
Tab. 7-5: Bemessungsparameter 4. Reinigungsstufe	78
Tab. 8-1: Auslegung der Ozonkontaktreaktoren	80
Tab. 8-2: Übersicht verschiedener Testreihen zu spezifischen Ozondosen	81
Tab. 8-3: Ozondos. bei Nachbehandl. durch Sand-, GAK- und kontin. gespültem Sand- und GAK-Filter	83
Tab. 8-4: Vorschlag zum Ablauf einer Filterrückspülung [75]	85
Tab. 8-5: Verschiedene Filtermaterialien und Vorgaben zur Rückspülgeschwindigkeit [75]	86
Tab. 8-6: Verbrauch Spülmedien bei Rückspülung Sandfilter	86
Tab. 8-7: Auslegung GAK-Filtrerrückspülung	89
Tab. 8-8: Auslegung DynaSand-Filteranlage	93
Tab. 8-9: Auslegung DynaSand Carbon-Filteranlage	95
Tab. 10-1: Zusammensetzung Jahresenergieverbrauch	106
Tab. 10-2: Kalkulierte Investitionskosten	107
Tab. 10-3: Kostenvergleich	108

## **ANLAGENVERZEICHNIS**

- Anlage A: Eliminationsergebnisse mittels Ozonung auf der Kläranlage Regensdorf
- Anlage B: Spurenstoffmonitoring
- Anlage C: Allgemeine Einstufungskriterien für den Zustand von Flüssen, Seen, Übergangs- und Küstengewässern
- Anlage D: Karte Hochwasserrisiko- und Überschwemmungsgebiete Züllighovener Bach
- Anlage E.1: Pläne Variante 1
- Anlage E.2: Pläne Variante 2
- Anlage E.3: Pläne Variante 3
- Anlage E.4: Pläne Variante 4

## 1. Einleitung

Anthropogene Spurenstoffe stellen eine große Belastung des Wasserkreislaufes dar und rücken daher immer weiter in den Fokus wissenschaftlicher Diskussion. Ihre Ökotoxizität konnte in den letzten Jahren trotz geringer Konzentrationen vielfach in der Umwelt nachgewiesen werden.

Entsprechende Quellen sind im alltäglichen Leben zu finden und nehmen durch erhöhtes Konsumverhalten der Gesellschaft immer weiter zu. Weit verbreitet ist u. a. der steigende Einsatz von Antibiotika in der Massentierhaltung. Zusätzlich nimmt der Arzneimittelverbrauch des Menschen durch den demografischen Wandel zu. Die stetig wachsende Bevölkerung wird größtenteils durch die industrielle Landwirtschaft versorgt, in der große Mengen an Pestiziden und Düngemittel zum Einsatz kommen. Diese gelangen durch den Boden ins Grundwasser oder werden bei Regenereignissen in Bäche oder andere Gewässer gespült. Insgesamt steigen dadurch die Einträge anthropogener Spurenstoffe in die Umwelt immer weiter an und erhöhen die Auswirkungen auf aquatische Organismen. Wie sich anthropogene Spurenstoffe auf den Menschen auswirken, ist noch unklar.

Durch Fortschritte in der Wissenschaft und Technik ist die Problematik der Gewässerbelastung durch Spurenschadstoffe als Folge der anthropogenen Einflüsse immer mehr in den Vordergrund getreten. Die aktuelle Herausforderung an Menschen und Technik ist nun, diese Stoffe so weit zu entfernen, dass die Restkonzentrationen keine schädlichen Auswirkungen auf die aquatische Umwelt mit sich bringen. [1]

Die Eintragsquellen beschränken sich nicht nur auf Entwässerungen im Mischsystem und landwirtschaftliche Einträge. Eine der Haupteintragsquellen bilden die Abläufe der Kläranlagen. Viele Spurenstoffe fallen im Haushalt an und werden über das Abwasser den kommunalen Kläranlagen zugeführt, andere wiederum werden über Regenereignisse eingespült. Kommunale Kläranlagen sind jedoch meist nicht darauf ausgerichtet Mikroschadstoffe zu eliminieren. So werden die meisten Spurenelemente unzureichend oder gar nicht aus dem Wasser entfernt. Das gereinigte Wasser wird weiterhin mit potenzieller ökotoxikologischer Wirkung in die öffentlichen Gewässer eingeleitet. [1]

Um Kläranlagen effektiv zur Mikroschadstoffelimination nutzen zu können, müssen diese mit einer 4. Reinigungsstufe ausgerüstet werden. Aktuell gibt es für diese Maßnahmen kein vorgeschriebenes Verfahren. Bekannte Methoden der Elimination sind die oxidativen und Adsorptionsverfahren. Die Oxidation wird in der Regel mit Hilfe des Gases Ozon durchgeführt. In einem zweiten Schritt müssen spezielle Filter errichtet werden, um Metabolite und Reststoffe der Ozonung wieder aus dem Wasser zu entfernen. Die Adsorption findet an Aktivkohle in sowohl granulierter als auch pulverisierter Form oder z. B. in einem mit Sand gefüllten Raumfilter statt. [1]

Derzeit gibt es in Deutschland trotz der bekannten Problematik keine gesetzliche Verpflichtung zu einer solchen Installation. Aus diesem Grund wurden Kompetenzzentren gebildet, die sich mit dem Thema beschäftigen und Empfehlungen zum Umgang mit Mikroschadstoffen ausarbeiten. Zudem gibt es Förderungen, die Anreiz bieten sollen, auch ohne rechtliche Verpflichtung eine 4. Reinigungsstufe auf Kläranlagen zu verwirklichen. Vor diesem Hintergrund soll für die Kläranlage der Gemeinde Wachtberg ein mögliches Verfahren der gezielten Spurenstoffelimination im Rahmen einer Machbarkeitsstudie erarbeitet werden.

Im Zuge dieser Studie wird zuerst ein Überblick über anthropogene Spurenstoffe gegeben, ihre Umweltauswirkungen und Eintragspfade aufgezeigt, sowie relevante rechtliche Grundlagen zum Umgang mit anthropogenen Spurenstoffen in der Umwelt und finanzielle Fördermöglichkeiten dargelegt. Im weiteren Verlauf wird der Stand der Kläranlagentechnik in Deutschland und der Schweiz in Bezug auf die 4. Reinigungsstufe erläutert, sowie einige Verfahren zur technischen Umsetzung vorgestellt. Zu den Verfahren zählen die Ozonung sowie die Adsorption an granulierter, pulverisierter und biologisch aktivierter Aktivkohle. Die Kläranlage Wachtberg-Züllighoven wird vorgestellt und die Reinigungsleistung hinsichtlich der Standardabwasserparameter sowie der Spurenstoffelimination untersucht. Nach Erläuterung der Bemessungsgrundlagen werden speziell für die Kläranlage Wachtberg-Züllighoven verschiedene Varianten berechnet und ausgelegt, sowie Vorschläge zur baulichen Umsetzung ausgearbeitet. Abschließend erfolgen eine Kostenbetrachtung hinsichtlich betrieblicher und wirtschaftlicher Aspekte sowie eine ganzheitliche Bewertung und die Auswahl einer Vorzugsvariante.

## **2. Anthropogene Spurenstoffe**

### **2.1. Definition und Stoffgruppen**

Spurenstoffe, die auch als Mikroschadstoffe bezeichnet werden, sind Stoffe, welche in niedrigen Konzentrationsbereichen von Mikro- bis Nanogramm pro Liter in den Gewässern nachgewiesen werden können. Dabei erhöht sich die Anzahl nachweisbarer Substanzen über die Jahre mit zunehmend verbesserten Analysetechnologien. [2]

Gelangen Spurenstoffe in die Gewässer, können sie aquatische Organismen nachteilig beeinflussen. Zu den genauen Wirkungsweisen von Spurenstoffen liegen derzeit keine umfassenden Forschungsergebnisse vor, sodass die Auswirkungen auf aquatische Organismen und den Menschen bislang nicht eindeutig definiert werden können. [3] Spurenstoffe können organisch oder anorganisch sein, wobei anorganische Spurenstoffe einen natürlichen Ursprung besitzen können. Das Vorkommen organischer Spurenstoffe ist dagegen ausschließlich anthropogen bedingt. [4] Im Folgenden werden nur die organischen anthropogenen Spurenstoffe betrachtet, da diese für die kommunale Abwasserreinigung relevant sind. Die anorganischen Mikroschadstoffe, wie auch Mikroplastik, werden in diesem Bericht nicht weiter berücksichtigt. Für diese müssten aufgrund anderer Stoffeigenschaften differenzierte Lösungsansätze zur Eliminierung betrachtet werden. [2]

Zu den anthropogenen Spurenstoffen zählen zum einen Substanzen, die vorwiegend Inhalt von Alltagsprodukten sind. Dazu gehören beispielsweise Pflanzenschutzmittel, Pestizide, Reinigungs- und Waschmittel, Kosmetika, Süßstoffe und synthetische Duftstoffe. Auch Arzneimittel sind bei dieser Betrachtung nicht zu vernachlässigen. Zum anderen zählen zu den anthropogenen Spurenstoffen Stoffe industrieller Herkunft. Beispiele hierfür sind Farben, Lacke und andere Chemikalien, aber auch Röntgenkontrastmittel, Flammenschutzmittel, Korrosionsschutzmittel und Stoffe, die durch Transformations- und Abbauprozesse entstehen. [2] [3] [5] [6]

### **2.2. Eintragspfade in die Umwelt**

Die Eintragspfade für Mikroschadstoffe in die Umwelt sind vielseitig (s. *Abb. 2-1*). Es ist zwischen direkten und punktuellen Quellen zu unterscheiden. [7] Punktuelle Quellen sind solche, die Schadstoffe durch eine gezielte Wassereinleitung in Fließgewässer einbringen. Dazu gehören Kläranlagen und industrielle Direkt-einleiter. Die diffusen Quellen hingegen leiten die Schadstoffe über indirekte Wege in die Gewässer ein. Die Lokalisation diffuser Quellen ist deutlich schwieriger als die punktueller Quellen. Außerdem können die Belastungen variieren. [6]

Eine der häufigsten diffusen Quellen ist die Landwirtschaft. Hierbei werden Pestizide und Düngemittel auf die Felder aufgebracht. Diese gelangen entweder ins Grundwasser oder es entstehen, beispielsweise durch Regenereignisse, Oberflächenabflüsse, die die Schadstoffe in nahegelegene Gewässer spülen. Auch Erosion, Dränagen und atmosphärische Despositionen erzielen diesen Effekt.

Aus dem Bereich Verkehr gelangen ebenfalls Spurenstoffe in die Gewässer. Sowohl durch Abrieb, Korrosion und Abgase, die bei Regenereignissen abgeschwemmt werden können, als auch durch Abwasser, welches von Bahngleisen ins Gewässer gelangt. Eine weitere diffuse Quelle für Spurenstoffeinträge in Gewässer stellen Aktivitäten in oder am Wasser dar. Gewässer werden durch Schiffe, deren Lackierungen Biozide in sogenannten Antifoulingmitteln enthalten, als auch durch Bauwerke, die im Wasser stehen und Schadstoffe emittieren, belastet. Von belasteten Standorten wie Deponien oder stillgelegten Betrieben gelangen Verunreinigungen vor allem durch Sickerwasser und Oberflächenabflüsse in die Wasserkörper. [8] Auch durch die Industrie, errichtete Regenüberlaufbecken und Haushalte werden Mikroverunreinigungen über Kanäle oder Mischwassersysteme weitergetragen. [9]

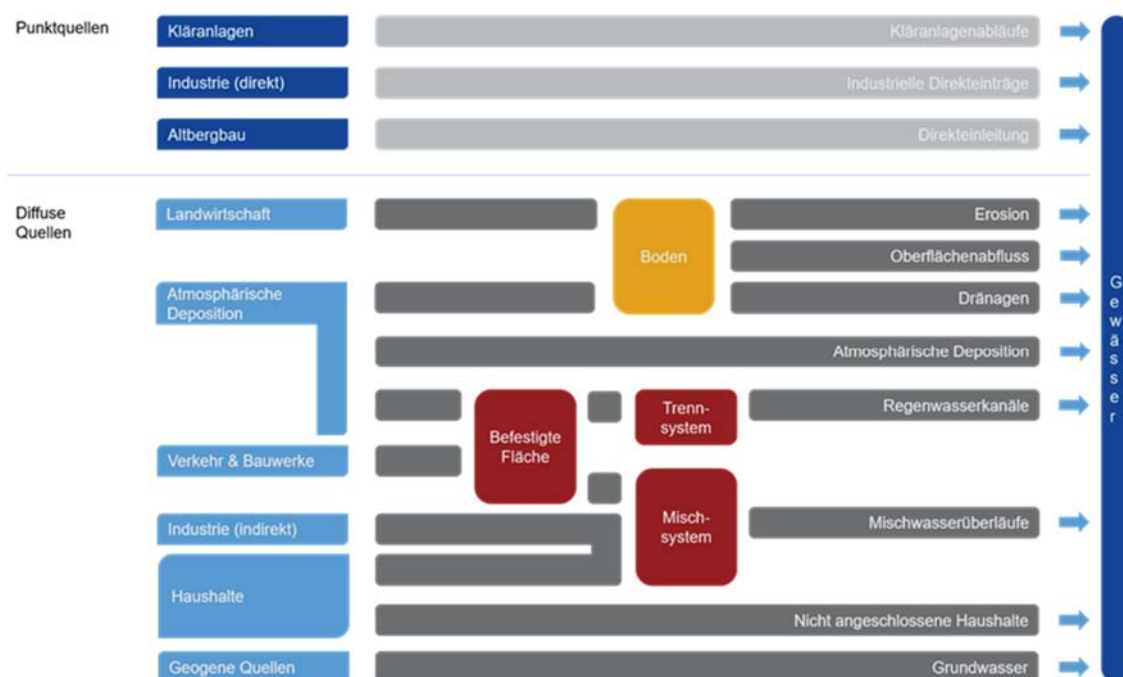


Abb. 2-1: Eintragspfade der Spurenstoffe in die Gewässer [9]

### 2.3. Umweltverhalten

Durch die Vielfalt anthropogener Spurenstoffe kann die Wirkung auf Menschen und Umwelt nicht allgemein festgelegt werden. Allein unter die Kategorie Arzneimittel fallen etwa 3.000 Substanzen mit diversen chemischen Strukturen und Eigenschaften. Sie zeigen unterschiedliche Umweltauswirkungen, teilweise abhängig vom vorherrschenden pH-Wert, der Lichteinstrahlung oder auch der stark variierenden biologischen

Abbaubarkeit. Eine andere Klasse der anthropogenen Spurenstoffe stellen die bromierten Flammschutzmittel dar, von denen oftmals nicht die genaue Zusammensetzung, sondern nur die Hauptgruppen, bekannt sind. Es werden oft nur einzelne bromierte Flammschutzmittel bei einer Analyse ermittelt, die sich jedoch erheblich in ihrer Toxizität unterscheiden können. Die genauen Umweltauswirkungen anderer anthropogener Spurenstoffe wie polychlorierter Biphenyle oder polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, die Heteroatome enthalten, wurden noch nicht umfassend erforscht. [3] [10]

Um die Auswirkungen anthropogener Spurenstoffe in den Gewässern einschätzen und bewerten zu können, wurden einige Bewertungskriterien festgelegt. Neben der Persistenz, Bioakkumulation und Toxizität, die als Kriterien der Auswahl prioritärer Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie dienen, wurden auch allgemeine physikalisch-chemische Eigenschaften, Informationen zu den Produktionsmengen und dem Verbrauch einbezogen. Außerdem wurden analytische Messungen in Wasser- und Feststoffproben durchgeführt und die Eintragspfade sowie das Verhalten der Stoffe bei der Behandlung von belastetem Trink- und Abwasser betrachtet. [11]

Die Stoffeinträge, die über Kläranlagen in die Gewässer gelangen, sind oftmals kontinuierlich, wodurch die aquatischen Lebewesen einer chronischen Belastung ausgesetzt sind. Dadurch können einige Stoffe schon in sehr geringen Konzentrationen negative Auswirkungen auf die Lebewesen in den Vorflutern ausüben. Eine der nachteiligen Auswirkungen besteht darin, dass herbizidwirksame Stoffe die Photosynthese der Algen hemmen können. Zudem konnte festgestellt werden, dass Insektizide die Nervensysteme aquatischer Lebewesen angreifen und schädigen können. Allgemein ist bekannt, dass Chemikalien wie Biozide und Pestizide, die gegen Schädlinge und Unkraut wirken sollen, auch eine negative Wirkung auf die Organismen im Gewässer besitzen. [12]

Seit Mitte der 80er Jahre werden zunehmend Arzneimittel in der Umwelt nachgewiesen, welche sich unter anderem in Wasserkörpern, Sediment und Boden anreichern. Sie können negative Auswirkungen auf die Umwelt und aquatische Organismen haben. Untersuchungen haben außerdem gezeigt, dass das Antiepileptikum Carbamazepin und der Betablocker Metoprolol Organe von Fischen schädigen können. Das Hormon 17- $\alpha$  Ethinylestradiol, welches in der Antibabypille enthalten ist, kann Geschlechtsmerkmale bei Fischen verändern und das Psychopharmakon Oxazepam ein verändertes Verhalten bei Barschen bewirken. Im Jahr 2015 wurden in Deutschland rund 2.300 Wirkstoffe in Arzneimitteln verwendet, wovon ca. die Hälfte als umweltrelevant einzustufen ist. [6]

In Untersuchungen der Auswirkungen des vielfach verwendeten Schmerzmittels Diclofenac auf die Umwelt konnte beobachtet werden, dass Diclofenac, selbst wenn es nur in niedrigen Konzentrationen nachweisbar ist, eine toxische Wirkung auf aquatische Lebewesen wie beispielsweise Muscheln besitzt. [13]



Die meisten untersuchten Flammschutzmittel besitzen ein antiandrogenes Potenzial. Das bedeutet, dass sie einen Einfluss auf die männlichen Sexualhormone haben. Neben den Auswirkungen von Hormonen könnte dies ebenfalls eine Ursache für die beobachteten Veränderungen der Reproduktionsorgane bei Fischen sein. [14]

Eine zusätzliche Gefahr bei der Betrachtung von Mikroschadstoffen besteht darin, dass sich die Umweltwirkungen von Stoffen mit ähnlichen Wirkmechanismen aufsummieren. Zudem können auch Veränderungen im Gewässer, wie ein Temperaturanstieg, Intensität der eintreffenden UV-Strahlung, und/oder ein verschlechtertes Nahrungsangebot sowie dessen Qualität das Ausmaß der Schädigung aquatischer Organismen beeinflussen. [12]

### 3. Rechtliche Rahmenbedingungen und Förderung

Kläranlagenbetreiber sind in Deutschland nicht verpflichtet, die Anlagen mit einer 4. Reinigungsstufe auszustatten. Jedoch gibt es Rechtsgrundlagen für die Bewirtschaftung von Oberflächengewässern, die bei der Mikroschadstoffproblematik berücksichtigt werden müssen. [15]

Das deutsche Wasserrecht wird von der EU besonders durch die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; 2000/60/EG) beeinflusst. Diese gibt vor, dass die Qualität der Gewässer – vor allem im Gemeinschaftsraum – verbessert werden muss. Dies schließt gleichzeitig eine Verschlechterung der Systeme aus. [16] Das deutsche Wasserhaushaltsgesetz (WHG), die Oberflächengewässerverordnung (OGewV) und die Grundwasserverordnung (GrwV) setzen die Vorgaben der EU auf Bundesebene um. [16] In NRW erfolgt eine zusätzliche Regelung durch das Landeswassergesetz Nordrhein-Westfalens (LWG). [15] Neben Gesetzen und Verordnungen, die sich auf die Qualität von Gewässern und deren Stoffe beziehen, wurden sowohl im europäischen, als auch im deutschen Recht einige Gesetze erlassen, die schon bei der Zulassung, Kennzeichnung, dem Inverkehrbringen und der Verwendung von chemischen Stoffen ansetzen. [2]

Die Inhalte der wichtigsten Gesetze und Verordnungen in Bezug auf Mikroschadstoffe im Wasser, werden im Folgenden erläutert:

#### Wasserrahmenrichtlinie und Richtlinie über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik (Europäisches Recht)

Die Wasserrahmenrichtlinie stellt das Fundament des Gewässerschutzes in der Europäischen Union dar und wurde zur Vereinheitlichung des europäischen Gewässerschutzrechts erlassen. Ziel der WRRL war ursprünglich das Erreichen eines guten Zustandes europäischer Wasserkörper bis 2015. [17] Diese Frist wurde in Deutschland nicht eingehalten.

Der WWF erstellte bis November 2018 eine Studie zum Thema „Zustand der Gewässer in Deutschland“. In dieser Studie werden die verschiedenen Bundesländer bzgl. des Erreichens der Ziele der WRRL bewertet und untereinander verglichen. Sowohl in der Gesamtbewertung, in den Parametern der Nähr- und Schadstoffbelastung in Fließgewässern als auch dem guten Zustand des Grundwassers gehört NRW zu den Ländern, die die WRRL am schlechtesten umgesetzt haben. Lediglich in dem Feld Zielerreichung ‚guter ökologischer Zustand‘ oder ‚gutes ökologisches Potenzial‘ in Fließgewässern fällt die Bewertung insgesamt ins Mittelfeld. Nun sollen bis 2027 „alle Maßnahmen eingeleitet werden, die notwendig sind, um alle Gewässer in einen guten Zustand zu bringen“. [18]

Ein guter Gewässerzustand kann erreicht werden, wenn sowohl der ökologische als auch der chemische Zustand eines Wasserkörpers als gut eingestuft werden. Der ökologische Zustand wird zum einen über im

Wasserkörper lebende Organismen bestimmt, die mit denen verglichen werden, die natürlicherweise im betrachteten Gewässertyp vorhanden sein sollten. Zum anderen werden physikalisch-chemische Parameter wie die Temperatur, Nährstoff- und Salzgehalt und hydromorphologische Kenngrößen bestimmt. [19]

Der Bewertung des chemischen Zustandes liegen Umweltqualitätsnormen für 45 prioritär und prioritär gefährliche Stoffe zugrunde. Diese werden in der Tochtrichtlinie der WRRL, der Umweltqualitätsnormen-Richtlinie (2008/105/EG sowie die Novellierung durch 2013/39/EU) festgelegt. Umweltqualitätsnormen sind Stoffkonzentrationen, die für Oberflächengewässer gelten, im Wasser und bei den Biota gemessen werden und aufgrund des Gewässer- und/oder Gesundheitsschutzes als Grenzwerte festgelegt sind [5]. Eine Auflistung darüber ist in Anhang II der Richtlinie zu finden. Neben Nitrat als Nährstoff, einigen Schwermetallen sowie persistenten organischen Schadstoffen sind in den Umweltqualitätsnormen auch einige wenige Spurenstoffe wie industrielle Schadstoffe und Pestizide enthalten. Bisher wurden noch keine Umweltqualitätsnormen für Arzneimittelwirkstoffe festgelegt. [2] [20]

Die Richtlinie ist in die Bewirtschaftungspläne von Flussgebietseinheiten einzubeziehen und die Umweltqualitätsnormen der prioritären Stoffe aus der Richtlinie von 2008 sind bis Ende 2021 und die der Erweiterung von 2013 bis Ende 2027 einzuhalten. Wenn eine Norm überschritten wird, müssen Maßnahmen getroffen werden, um den gute chemische Zustand wieder zu erreichen. [21] [20]

Tab. 3-1: Vorschläge für Umweltqualitätsnormen von Arzneimitteln (Jahresmittelwerte) [2]

Stoffname	Einheit	Vorschlag UQN
<b>17-<math>\alpha</math> Ethinylestradiol</b>	ng/l	0,035
<b>17-<math>\beta</math> Estradiol</b>	ng/l	0,400
<b>Azithromycin</b>	$\mu$ g/l	0,090
<b>Bezafibrat</b>	$\mu$ g/l	2,300
<b>Carbamazepin</b>	$\mu$ g/l	0,500
<b>Clarithromycin</b>	$\mu$ g/l	0,130
<b>Diclofenac</b>	$\mu$ g/l	0,050
<b>Erythromycin</b>	$\mu$ g/l	0,200
<b>Ibuprofen</b>	$\mu$ g/l	0,010
<b>Metoprolol</b>	$\mu$ g/l	43,000
<b>Sulfamethoxazol</b>	$\mu$ g/l	0,600

Die Liste der Umweltqualitätsnormen wird in einem Abstand von 6 Jahren überarbeitet. Außerdem werden regelmäßig neue Vorschläge für Umweltqualitätsnormen erarbeitet. Die Umweltqualitätsnormen-Vorschläge einiger Arzneimittel sind in Tab. 3-1 aufgeführt. [2] Um das Bewertungsverfahren der Umweltqualitätsnormen künftig zu erleichtern, erstellt die EU-Kommission außerdem eine Beobachtungsliste (watch

list). Ziel dieser Liste ist es, ausreichende Überwachungsdaten über Stoffe, bei denen ein Überschreitungspotenzial der Umweltqualitätsnormenvorschläge vermutet wird, zu sammeln. Im Bereich der Mikroschadstoffelimination wurde das Schmerzmittel Diclofenac sowie die Hormone 17- $\beta$  Östradiol und 17- $\alpha$  Ethinylestradiol in diese Liste aufgenommen. [2]

#### Wasserhaushaltsgesetz (Deutsches Recht)

Nach § 1 des WHG dient dieses Gesetz dazu, die Gewässer „durch eine nachhaltige Gewässerbewirtschaftung [...] als Bestandteil des Naturhaushalts, als Lebensgrundlage des Menschen, als Lebensraum für Tiere und Pflanzen sowie als nutzbares Gut zu schützen“. [22]

In § 27 werden die Vorgaben der WRRL wieder aufgenommen: Oberirdische Gewässer müssen so verwaltet werden, dass der gute ökologische sowie chemische Zustand erhalten oder erreicht wird. Bei stark veränderten Gewässern muss beachtet werden, dass die ökologischen und chemischen Potenziale nur positiv verändert werden dürfen. Zusammenfassend werden in diesem Gesetz die Grundsätze vertreten, dass aquatische Systeme vor nachteiligen Veränderungen geschützt werden müssen und die Möglichkeiten der Wassernutzung der Allgemeinheit (wie bei der öffentlichen Wasserversorgung) auch zukünftig im guten Zustand erhalten bleiben soll (§ 6). [22]

In den §§ 57 ‚Einleiten von Abwasser in Gewässer‘, 58 ‚Einleiten von Abwasser in öffentliche Abwasseranlagen‘ und 60 ‚Abwasseranlagen‘ wird auf die Abwasserverordnung (AbwV) verwiesen. [22] Diese dient besonders dem Festlegen von Emissionsgrenzwerten für die Einleitung in öffentliche Gewässer. Dabei gibt es verschiedene Genehmigungs- und Einleitungsvorschriften, sowohl für kommunales als auch gewerbliches und industrielles Abwasser, die sich außerdem am derzeitigen Stand der Technik orientieren. [16]

#### Oberflächengewässerverordnung (Deutsches Recht)

Die OgewV greift die in dem WHG genannten Punkte erneut auf und soll diese auf nationaler Ebene umsetzen. In § 5 ‚Einstufung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials‘ werden beispielsweise diese Begriffe weiter konkretisiert. Zur Beurteilung des Gewässerzustandes und einer Einteilung stehen hier fünf verschiedene Klassen von sehr gut über mäßig bis hin zu einem schlechten Zustand zur Verfügung. Die Einteilung wird gem. der Verordnung von einer Behörde festgelegt. [23]

Die Umweltqualitätsnormen der 45 Stoffe werden in dieser Verordnung in Anlage 8 wieder aufgenommen. Zusätzlich dazu werden in Anlage 6 weitere 67 sogenannte flussgebietspezifische Stoffe aufgenommen, welche ebenfalls für die Bewertung des ökologischen Zustands der Oberflächengewässer herangezogen werden. [2] Unter diesen festgelegten Stoffgrenzwerten finden sich u. a. auch Mikroschadstoffe wie Pflan-

zenschutzmittel oder Mecoprop sowie einige Metalle. Werden die Anforderungen der OGewV nicht eingehalten, sind die Konzentrationen der Mikroschadstoffbelastung zu prüfen. Bei zu hohen Werten (Vergleich mit Anlage D4 des Monitoringleitfadens NRW Umwelt [24]) besteht die Handlungspflicht. Problematisch ist jedoch, dass ein Großteil der Spurenstoffe, die den ökologischen Zustand negativ beeinflussen, nicht in Normen oder Verordnungen berücksichtigt wird. [15]

### Fazit

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sowohl auf europäischer als auch nationaler Ebene ein ganzheitlicher Ansatz von der Produktion, dem Gebrauch bis hin zur Abwasseraufbereitung verfolgt wird. Auf europäischer Ebene stellt die WRRL die Grundlage für den Gewässerschutz dar. Grenzwerte für einzelne Stoffe, unter ihnen auch einige anthropogene Substanzen, sind in der Richtlinie über Umweltqualitätsnormen aufgeführt. Auf nationaler Ebene werden diese Vorgaben im WHG und der OGewV umgesetzt und die Umweltqualitätsnormen in der OGewV übernommen.

### **3.1. Finanzielle Förderung**

In den Richtlinien über die Gewährung von Zuwendungen für eine „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW II“ wird unter dem Förderbereich 3 eine Reduzierung von Stoffeinträgen aus öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen aufgeführt. Demnach können Anlagenbetreiber für nicht gestartete Projekte in diesem Bereich finanzielle Unterstützung beantragen. [25] In den Richtlinien werden unter Punkt 5.2 die Gegenstände der Förderung aufgeführt. Förderbar sind demnach „Machbarkeitsstudien und Maßnahmen zur Aus- oder Umrüstung von öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen mit fortschrittlichen Reinigungsverfahren wie zum Beispiel Membrantechnologie, Ozonung, Aktivkohle, UV-Verfahren oder andere innovative beziehungsweise fortschrittliche Technologien mit gleichartiger Reinigungsleistung.“ [25]

Die Zuwendungen in diesen Bereichen sind jedoch zeitlich begrenzt. Für die Erstellung von Machbarkeitsstudien konnte im Zeitraum von Anfang 2017 bis Ende 2019 ein Antrag auf eine Zuwendung von bis zu 80 % der entstehenden Ausgaben gestellt werden. Aktuell ist die Förderung solcher Projekte eingestellt. Für die baulichen Maßnahmen einer Mikroschadstoffeliminierung wurden in den Antragsjahren 2017 - 2019 70 % der Investitionskosten bezuschusst, in den Folgejahren ab 2020 betragen diese lediglich 50 %. [25]

## **4. Stand der Kläranlagentechnik in Bezug auf anthropogene Spurenstoffe**

### **4.1. Allgemein**

Um den Gewässerschutz durch die Abwasserreinigung zu stärken, wurde in der Vergangenheit in Deutschland viel Aufwand betrieben und finanzielle Mittel in die Verbesserung von Kläranlagen investiert. Im Zuge dessen wurden mit wenigen Ausnahmen (etwa 5 %, Stand 2013) alle Haushalte an die öffentlichen Kläranlagen angeschlossen.

Die Kanalsysteme zur Ableitung des Abwassers bestehen aus Misch- sowie Trennwassersystemen. [16] Zur Entlastung des Systems bei starken Regenfällen werden sogenannte Regenüberlaufbecken in diese Systeme integriert. Durch eine Zwischenspeicherung des Wassers in diesen Becken wird eine Überbelastung der Kläranlagen vermieden. [26] Abwasser, welches in Kläranlagen geleitet wird, wird mit mechanischen, biologischen und chemischen Verfahrensstufen gereinigt. Über den dabei entstehenden Klärschlamm werden zudem Nährstoffe, Schwermetalle oder auch Mikroschadstoffe wie Medikamentenrückstände ausgetragen. Jedoch reicht dieser Austrag nicht aus, sodass organische Mikroverunreinigungen o. ä. weiterhin in bedenklichen Mengen in Gewässer eingetragen werden. [16]

In Deutschland hat die Thematik der unzureichenden Mikroschadstoffeliminierung in den letzten Jahren immer mehr an Bedeutung und Aufmerksamkeit gewonnen, sodass seither die Forschung, Pilotprojekte und der Ausbau von Kläranlagen mit einer 4. Reinigungsstufe vorangetrieben werden. Auch die Schweiz nimmt in Bezug auf die Spurenstoffelimination eine Vorreiterrolle ein. [27]

Die Notwendigkeit einer 4. Reinigungsstufe in Kläranlagen wird aber nicht überall gesehen. Beispielsweise betreibt Österreich nur eine einzige Anlage zur Spurenstoffeliminierung. [28]

### **4.2. Stand der Technik in Deutschland**

Nach dem aktuellen Stand der Technik besteht die Reinigung des Abwassers auf kommunalen Kläranlagen in Deutschland aus einer Kombination aus mechanischen, biologischen und chemischen Verfahren. Die Reinigungsleistung reicht jedoch selbst bei optimiertem Betrieb nicht für eine ausreichende Elimination von Spurenstoffen aus. [6] [29]

Es gibt Spurenstoffe wie das Arzneimittel Ibuprofen sowie einige Hormone, die in kommunalen Kläranlagen mit konventioneller Reinigung abgebaut werden können. Verantwortlich dafür sind vor allem die Strippung, der biologische Abbau und eine Adsorption an der Schlammatrix. Bei der Strippung können leicht flüchtige Substanzen bei der Belüftung aus der flüssigen Phase in die Gasphase übergehen und entfernt werden. Auf kommunalen Kläranlagen in Deutschland sind dazu jedoch meist die Drucke, Temperaturen und der

pH-Wert nicht optimal sowie die Belüftung nicht ausreichend. Dieser Entfernungspfad ist demnach von geringer Relevanz. Der biologische Abbau von anthropogenen Spurenstoffen mit Hilfe des Schlammes kann auf zwei Arten geschehen. Bei geringem Schlammalter überwiegt eine adsorptive Elimination, bei höherem Schlammalter ist ein deutlich verbesserter biologischer Abbau zu verzeichnen. Eine Ausnahme stellen persistente Stoffe dar, die auch bei einem erhöhten Schlammalter nicht eliminiert werden. Einen weiteren Entfernungspfad für anthropogene Spurenstoffe in einer konventionellen Kläranlage stellt die Adsorption an der Schlammmatrix dar. Einige Stoffe sind zwar nicht biologisch abbaubar, können sich jedoch durch ihre Oberflächeneigenschaften an einzelne Schlammflocken in der Vorklärung oder der biologischen Reinigungsstufe anlagern und dann zusammen mit dem Klärschlamm entfernt werden. [7]

In Deutschland wird der Umgang mit Spurenstoffen von den einzelnen Bundesländern geregelt, wodurch sowohl die Verfahrenswahl als auch mögliche Zielvorgaben unterschiedlich ausfallen können. Neben Nordrhein-Westfalen zählt Baden-Württemberg zu den aktiven Bundesländern in Bezug auf die Spurenstoffelimination. In anderen Bundesländern werden erste großtechnische Anlagen geplant und weitere Forschungsvorhaben durchgeführt. [30]

#### **4.3. Stand der Technik in Nordrhein-Westfalen**

Nordrhein-Westfalen gehört neben Baden-Württemberg zu den Bundesländern, in denen die Ausrüstung von Kläranlagen mit einer 4. Reinigungsstufe in den letzten Jahren vorangetrieben wurde. [2]

Beispiel für ein deutsches Projekt bietet das Programm „Reine Ruhr“ aus dem Jahr 2008, welches von der Landesregierung NRW gestartet wurde. Hierbei werden Konzepte entwickelt, um die Gewässerqualitäten und damit insbesondere die Qualität des Trinkwassers zu verbessern. [31]

Mit dem Ziel die Forschung und den Ausbau der 4. Reinigungsstufe auf Kläranlagen in NRW weiter voran zu treiben sowie eine Informationsplattform aufzubauen, wurde in 2012 das Kompetenzzentrum für Mikroschadstoffe NRW gegründet. Zu den Informationen, die das Kompetenzzentrum für Mikroschadstoffe NRW bereitstellt, zählen neben Ergebnissen großtechnischer Untersuchungen und Steckbriefen zum Ausbau einiger Kläranlagen auch eine Publikation mit den wesentlichen Zielen und Inhalten einer Machbarkeitsstudie sowie Ergebnisse schon durchgeführter Studien. [6] [9] Die Arbeit des Kompetenzzentrums NRW ist jedoch zum Ende des Jahres 2018 eingestellt worden. In Deutschland werden trotzdem noch großtechnische Projekte umgesetzt. Bis zum Jahr 2017 waren es bereits 17 Stück. [30]



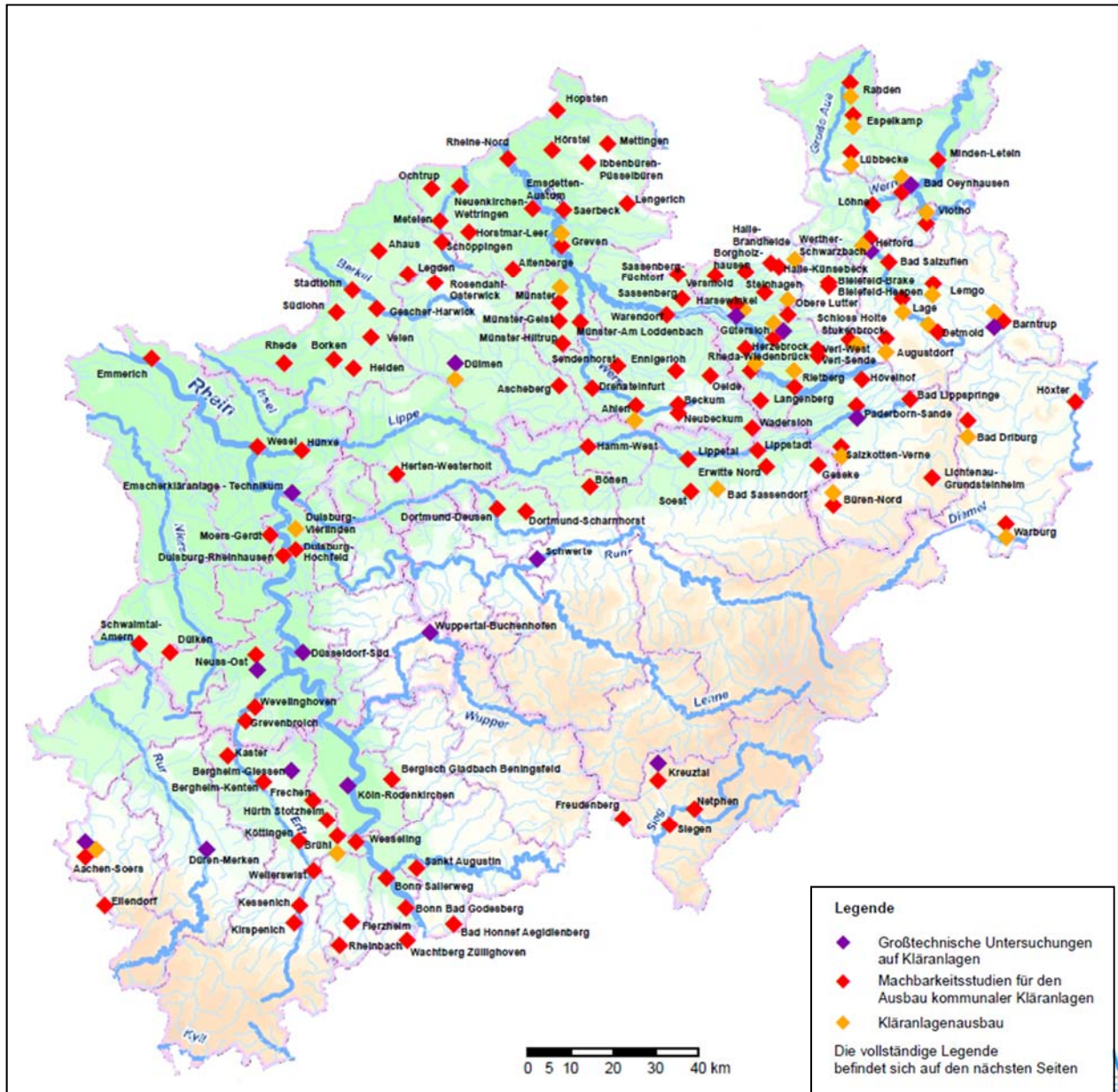


Abb. 4-1: Stand der Mikroschadstoffelimination in kommunalen Kläranlagen in NRW [32]

In Abb. 4-1 ist der Stand der Mikroschadstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen dargestellt (Stand 05/2018). Für die insgesamt 610 kommunalen Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen wurden bis zu diesem Zeitpunkt für 126 Kläranlagen Machbarkeitsstudien erstellt. An 17 Kläranlagen wurden großtechnische Untersuchungen zur Mikroschadstoffelimination durchgeführt. Die Umsetzung entsprechender Maßnahmen befindet sich derzeit bei 30 Kläranlagen in der Planung oder im Bau oder ist bereits fertiggestellt. Dies zeigt insgesamt eine hohe Bereitschaft, zumindest die Spurenstoffbelastung der Kläranlagen zu prüfen. Der Bau weitergehender Verfahren wird jedoch bisher selten realisiert. [33]



#### 4.4. Stand der Technik in der Schweiz

Auch in der Schweiz wird seit Jahren die Auswirkung von Mikroschadstoffen auf die Umwelt untersucht und es werden Strategien entwickelt, um Belastungen zu verringern und somit die Gewässerqualität zu verbessern. Der Stand der Technik kommunaler Abwasserreinigungsanlagen in der Schweiz ist mit dem in Deutschland vergleichbar. Das eingesetzte Verfahren zur Abwasserreinigung, wie Belebtschlamm-, Festbett-, Wirbelbett- oder SBR-Verfahren, hat kaum Einfluss auf die Elimination von Spurenstoffen. [12]

Der Verband Schweizer Abwasserfachleute (VSA) stellt die Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“ für den Aufbau von Kompetenzen und den Informationsaustausch sowohl national als auch international] zur Verfügung. [12] [34] Im Rahmen der Projekte ‚MicroPoll‘ und ‚Strategie Micropoll‘ wurde die Belastung der Schweizer Gewässer durch Mikroschadstoffe untersucht, der Handlungsbedarf festgelegt und geeignete Maßnahmen zur Verbesserung erarbeitet. Es wurden Studien durchgeführt und Pilotprojekte gestartet, um die Wirksamkeit unterschiedlicher Verfahren zur Mikroschadstoffelimination auf Abwasserreinigungsanlagen zu untersuchen. Nach Abegglen und Siegrist (2012) wurde dadurch insgesamt eine Wirksamkeit der weitergehender Abwasserreinigung in Bezug auf die Verringerung von Spurenstoffen in den Gewässern bestätigt, woraufhin geeignete Verfahren getestet und umgesetzt wurden. [12] Als Verfahren kommen größtenteils die Ozonung oder die Reinigung mit Pulveraktivkohle zum Einsatz. [30] Bisher sind in der Schweiz 10 entsprechende Kläranlagen in Betrieb, 29 befinden sich in Planung oder Bau (Stand 02/2020). [35]

In der Schweiz ist seit 2016 der Ausbau von Kläranlagen um eine 4. Reinigungsstufe gesetzlich geregelt. [30] Mit dieser Regelung sollen bis zum Jahr 2040 1/7 der dort vorhandenen Kläranlagen mit einer Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination ausgestattet werden. Durch die Wahl von großen Anlagen werden so ungefähr 60 % der entstehenden Abwässer durch eine Stufe zur Mikroschadstoffelimination geleitet. [28] Auch werden aktuell Versuchsanlagen im großtechnischen Maßstab errichtet. Für die Forschung setzen sich besonders Kompetenzzentren ein.

## 5. Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen

### 5.1. Verfahrensüberblick

In den letzten Jahren haben sich verschiedene Verfahren für die Aufbereitung von Trinkwasser sowie kommunalem und industriellem Abwasser in Bezug auf die Spurenstoffelimination bewährt. Sie können in einigen Fällen eine Reduzierung der schädlichen Konzentrationen um mehr als 80 % ermöglichen. [2] [29]

Im Folgenden werden Verfahren der gezielten Spurenstoffelimination betrachtet, die bereits in anderen Bereichen Anwendung finden. Sie werden größtenteils noch in halb- oder großtechnischen Pilotanlagen der Abwasserreinigung untersucht. Es liegen dazu noch keine Regelwerke wie DIN-Normen oder Regelwerke der DWA vor. Dadurch gibt es noch keinen allgemeingültigen Stand der Technik. [7]

In der folgenden *Tab. 5-1* sind die möglichen Arten der Spurenstoffeliminierung dargestellt. Diesen lassen sich jeweils bestimmte Verfahren und Nachbehandlungen zuordnen. Bei den Mechanismen wird unter oxidativ, adsorptiv und physikalisch unterschieden. Jeder Mechanismus kann dabei mittels unterschiedlicher Verfahrensarten genutzt werden, welche in der zweiten Spalte aufgezählt sind. In der dritten Spalte der Abbildung wird jedem Verfahren eine Nachbehandlung zugeordnet.

*Tab. 5-1: Einteilung der Haupt- u. Nachbehandlungsverfahren (in Anlehnung an [1])*

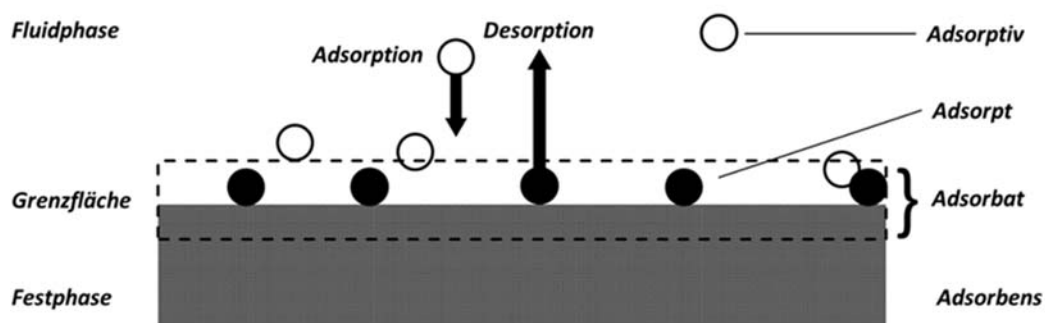
Mechanismus	Grundlegendes Verfahren	Nachbehandlung
<b>Oxidative Verfahren</b>	<b>Ozonung</b> UV-Licht-Bestrahlung	<u>Biologisch:</u> <b>Sandfiltration</b> , Wirbelbett, Festbett <u>Biologisch/adsorptiv:</u> <b>Granulierte Aktivkohle</b> , Pulverisierte Aktivkohle
<b>Adsorptive Verfahren</b>	Pulverisierte Aktivkohle Granulierte Aktivkohle	Physikalische Abtrennung (Flächenfiltration, Tiefenfiltration) ggf. Sandfiltration
<b>Physikalische Verfahren</b>	Nanofiltration Umkehrosiose	Keine Nachbehandlung des Wassers notwendig

Für die spätere Auslegung im Rahmen der Studie wird als Vorbehandlungsstufe die Ozonung (rot) gewählt. Für die Nachbehandlung werden vier unterschiedliche Varianten betrachtet (grün), diese sind ein konventioneller Sandfilter, ein Filter aus granulierter Aktivkohle sowie kontinuierlich durchströmte Sand- und Aktivkohlefilter.

## 5.2. Adsorptive Verfahren

### 5.2.1. Grundlagen der Adsorption

Lagert sich ein Molekül aus einer gasförmigen oder flüssigen Phase an der Oberfläche eines Feststoffes an, so wird von Adsorption gesprochen. Die Umkehrung dieses Vorgangs wird als Desorption bezeichnet. [4] In *Abb. 5-1* sind diese Vorgänge schematisch dargestellt. Die Adsorptive (zu entfernende Stoffe) lagern sich an den aktiven Zentren des Adsorbens (Adsorptionsmittel, z.B. Aktivkohle) an und werden dort an der Oberfläche gebunden. Bei einem Desorptionsvorgang wird das Adsorptiv wieder freigesetzt. Der Prozess der Adsorption ist ein exothermer Vorgang, die Desorption verläuft endotherm. Als Bindungsmechanismus sind hier van-der-Waals-Kräfte vorherrschend, daneben spielen auch elektrostatische und chemische Wechselwirkungen eine Rolle. [36] [37]



*Abb. 5-1: Fachtermini der Adsorptionsvorgänge [36]*

#### Beschreibung des Adsorptionsprozesses

Der Adsorptionsvorgang in der flüssigen Phase läuft in vier Schritten ab:

Stofftransport an die äußere Grenzschicht: Das Adsorptiv (z.B. Mikroschadstoff) wird in der Lösung durch Advektion und Konvektion in die Nähe des Adsorbens (Aktivkohle) transportiert (schnell)

„Filmdiffusion“: Stofftransport durch die laminare Grenzschicht hindurch in die Poren (langsam)

„Porendiffusion“: Transportvorgänge innerhalb der Poren des Kohlekorns durch Oberflächen- und Porendiffusion (langsam)

„Oberflächendiffusion“: Anlagerung des Adsorptivs an der freien Oberfläche des Adsorbens; eigentliche Adsorption (schnell) [38]

Zwischen der Beladung des Adsorbens und der Restkonzentration des zu entfernenden Stoffes in der Lösung besteht ein funktioneller Zusammenhang, bei konstanter Temperatur stellt sich nach einer gewissen

Zeit ein Adsorptionsgleichgewicht ein. Dieser Gleichgewichtszustand kann mittels einer Isotherme beschrieben werden. Hierbei ist allerdings zu unterscheiden, ob es sich um die Adsorption eines einzelnen Stoffes oder eines Stoffgemisches (z.B. Abwasser) handelt. Bei einem Mehrphasensystem konkurrieren die verschiedenen Adsorptive im Wasser um die freien Adsorptionsplätze auf dem Adsorbens. Dies beeinflusst die Adsorbierbarkeit der einzelnen Stoffe. Die Adsorption der zu entfernenden Stoffe wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst, welche in der folgenden Tabelle zusammengefasst sind.

Tab. 5-2: Einflussfaktoren auf die Adsorption an Aktivkohle (nach [4] [38])

Einflussfaktor	Wirkungsweisen
<b>Molekularstruktur</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Substanzen gleicher chemischer Natur werden bei geringerer Verzweigung besser adsorbiert.</li> <li>➤ Aromatische organische Verbindungen werden wesentlich besser adsorbiert als aliphatische Verbindungen.</li> <li>➤ Art und Lage der funktionellen Gruppen: häufig hat ein Molekül sowohl unpolar als auch polar funktionelle Gruppen, so dass es sich an der AK-Oberfläche so orientiert, dass die unpolaren Gruppen zur AK, die polaren Gruppen zur Lösung hin orientiert sind.</li> </ul>
<b>Molekulargewicht</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Mit abnehmendem Molekulargewicht steigt im Allgemeinen die Adsorptionsfähigkeit, da große Moleküle nicht in die Adsorptionsporen (Mikroporen) passen.</li> <li>➤ Bei sehr geringen Molekulargewichten bzw. -größen steigt allerdings auch die Löslichkeit. Dies beeinflusst die Adsorptionsmöglichkeit wiederum.</li> </ul>
<b>Löslichkeit</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Mit abnehmender Löslichkeit steigt die Adsorptionsfähigkeit.</li> </ul>
<b>Polarität</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Polare Moleküle sind besser wasserlöslich als unpolare und schlechter adsorbierbar.</li> <li>➤ Die meisten AK haben unpolare Oberflächen, wodurch die ebenfalls wenig oder unpolaren organischen Stoffe gut aus dem Wasser entfernt werden können.</li> </ul>
<b>Ionisation</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Stark ionisierte Substanzen sind schlecht adsorbierbar, d.h. die Adsorptionsfähigkeit nimmt mit abnehmendem Dissoziationsgrad zu.</li> </ul>
<b>pH-Wert</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Bei niedrigem pH-Wert können bevorzugt Säuren (z.B. org. Säuren und Phenole) adsorbiert werden.</li> <li>➤ Bei hohem pH-Wert können bevorzugt Basen (z.B. Amine) adsorbiert werden.</li> </ul>
<b>Temperatur</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Mit abnehmender Temperatur erhöht sich die Adsorptionskapazität.</li> <li>➤ Mit steigender Temperatur erhöht sich die Adsorptionsgeschwindigkeit.</li> </ul>

### Aufbau und Eigenschaften von Aktivkohle

Aktivkohle wird gerne für Adsorptionsvorgänge genutzt, da sie über eine sehr große innere Oberfläche verfügt. Gängige Werte sind 800 bis 1.200 m<sup>2</sup>/g AK. Die große Oberfläche, welche maßgeblich durch die Porenstruktur, Porenform, Porenverteilung und das Porenvolumen bestimmt wird, sorgt für hohe Adsorptionskapazitäten, die sich jedoch je nach Kohleart unterscheiden. [37] [39]

Grundsätzlich kann zwischen granulierter Aktivkohle (Korndurchmesser = 0,5 – 3 mm) und Pulveraktivkohle ( $d_p \leq 0,05$  mm) unterschieden werden. Der Adsorptionsprozess der beiden Kohlesorten läuft in der Regel identisch ab. In den Eigenschaften unterscheiden sie sich teilweise aufgrund der unterschiedlich großen Korndurchmesser. So besitzt granulierte Aktivkohle eine deutlich geringere spezifische Oberfläche als Pulveraktivkohle. Beide Arten entfernen durch den Vorgang der Adsorption dasselbe Stoffspektrum. [4] [11] [12] [40]

Aktivkohle zeichnet sich besonders durch ihr inneres Porensystem aus. Dieses besteht aus Makroporen ( $d > 50$  nm), Mesoporen ( $2 < d < 50$  nm), Mikroporen ( $0,4 < d < 2$  nm) und Submikroporen ( $d < 0,4$  nm). Die Aktivität der Kohle wird vor allem durch die Mikroporen bestimmt, da diese im Vergleich zu den Makroporen einen wesentlich größeren Anteil an Adsorptionsfläche bieten. Die Makro- und Mesoporen sind jedoch für den Zutritt ins Korninnere von großer Bedeutung. Da die Verteilung der verschiedenen Porengrößen in den einzelnen Aktivkohlen inhomogen ist und unterschiedlich ausfallen kann, werden diese allgemein in grobporige und feinporige Aktivkohlen unterschieden. [38] [36]

#### Herstellung/Aktivierung von Aktivkohle

Für die Herstellung von Aktivkohle können diverse kohlenstoffhaltige Rohstoffe verwendet werden. Beim Vorgang der Aktivierung dieser Rohstoffe wird der enthaltene Kohlenstoff teilweise abgebaut, wodurch Poren, Spalten und Risse entstehen und die spezifische Oberfläche deutlich vergrößert wird. Es wird zwischen chemischer Aktivierung und Gasaktivierung unterschieden. Bei der chemischen Aktivierung werden oftmals nicht verkohlte Rohstoffe wie Torf oder Sägemehl eingesetzt, welche getrocknet und dann bei etwa 400 – 600 °C erhitzt und mit wasserentziehenden Chemikalien, wie vor allem konzentrierter Phosphorsäure, behandelt werden. Bei der Gasaktivierung kommen meist verkohlte Naturprodukte wie beispielsweise Holzkohle, Torfkoks, Kokosnussschalenkohle, Steinkohlen oder Braunkohlenkokse zum Einsatz. Sie läuft bei Temperaturen zwischen 800 – 1.000 °C unter Zugabe von Wasserdampf und Kohlendioxid ab. [38] [36]

Die Aktivierbarkeit hängt wesentlich von den im Ausgangsprodukt vorhandenen flüchtigen Bestandteilen und Makroporen ab. Steigende Anteile flüchtiger Stoffe verbessern zunächst die Aktivierbarkeit, wobei wiederum sehr hohe Anteile die Aktivierbarkeit negativ beeinflussen können. [36]

#### Regeneration und Reaktivierung

Ist die maximale Adsorptionskapazität der Aktivkohle erreicht, müssen die Aktivkohle und die adsorbierten Mikroschadstoffe entsorgt werden. Pulveraktivkohle kann, im Gegensatz zu granulierter Aktivkohle, üblicherweise nur einmalig beladen werden und muss anschließend entsorgt werden. [37]

Granulierte Aktivkohle hingegen kann regeneriert oder reaktiviert werden um nach einem Adsorptionsvorgang die Beladungskapazität wiederherzustellen. Dies wird im nächsten Kapitel genauer erläutert.

### 5.2.2. Granulierte Aktivkohle

Das Verfahren der granulierten Aktivkohle findet weit verbreitet seinen Einsatz in der Trinkwasseraufbereitung. Im Hinblick auf die Entfernung von Mikroschadstoffen in Form einer 4. Reinigungsstufe findet dieses Verfahren ebenfalls Anwendung im Bereich der Abwasseraufbereitung auf kommunalen Kläranlagen. [12] [38]

#### Verfahrenstechnik

Die Aktivkohlefilter werden in der Regel hinter der Nachklärung in den Verfahrensablauf eingebunden. Die granulierten Aktivkohle kann hier entweder in bereits vorhandene Filtereinheiten eingebaut oder in Form neu errichteter Filteranlagen realisiert werden. Dabei ist es unerheblich, ob ein Raumfilter oder eine kontinuierlich gespülte Variante gewählt wurde.

Für eine Adsorption an Aktivkohle ist eine Nachklärung mit gutem Abscheidegrad unerlässlich. Ist eine optimale Funktionalität der Nachklärung nicht gegeben, sollte die Feststoffabtrennung durch zusätzliche Vorrichtungen wie Tuchfilter o. ä. vorgenommen werden. Zu hohe Feststoffgehalte führen sonst zu einer erhöhten Anzahl notwendiger Rückspülungen des GAK-Filters, da Gestein oder andere organische Reststoffe den Filter zusetzen und die Filtereigenschaften beeinflussen würden. [39]

In einem GAK-Filter stellt sich, wie bereits im vorigen Abschnitt beschrieben, nach ausreichender Zeit ein Gleichgewichtszustand zwischen den adsorbierten und den noch in der Flüssigkeit befindlichen Molekülen ein. Die Gleichgewichtsbeladung kann mit Hilfe von Beladungsversuchen spezifisch für einzelne Stoffe bestimmt werden. Eine grafische Darstellung der Ergebnisse und somit eine Aussage über die Beladungskapazität einer Aktivkohle ist durch Aufstellen einer Adsorptionsisotherme möglich, in der Abwasserreinigung meist über die Freundlich-Gleichung. Die Freundlich-Isotherme kann durch Formel 5.1 und logarithmisch durch Formel 5.2 beschrieben werden. Es kann mithilfe des Verlaufs der Isotherme jedoch keine Aussage über das Adsorptionsverhalten von einzelnen Stoffen, die im Abwasser enthalten sind, getroffen werden. [38] [4] Bei Mehrstoffgemischen kann sich das Adsorptionsgleichgewicht einer einzelnen Substanz deutlich von deren Eigenschaften beim Vorkommen als Einzelstoff unterscheiden, da die Stoffe in Gemischen um die freien Adsorptionsplätze konkurrieren. Die Gleichgewichtsbeziehung kann aber auch für Stoffgemische angewendet werden, wenn für die adsorbierte Substanzmasse ( $x$ ) und für die Restkonzentration ( $c$ ) beispielsweise die Größen CSB, DOC oder AOX als Summenparameter eingesetzt werden. Durch schwankende Abwasserzusammensetzungen wird jedoch nicht nur eine Isotherme gebildet, sondern eine Isothermenschar aufgestellt. Die Freundlich-Konstante  $k$  entspricht bei der doppeltlogarithmischen Darstellung dem Achsenabschnitt und der Freundlich-Exponent  $n$  der Steigung der Geraden. Bei großen  $k$ - und  $n$ -Werten, ist die Affinität des Adsorptivs zum Adsorbens höher und somit auch die mögliche Beladung größer. [38] [37]

$$q = \frac{x}{m} = k \cdot c^n \quad (5.1)$$

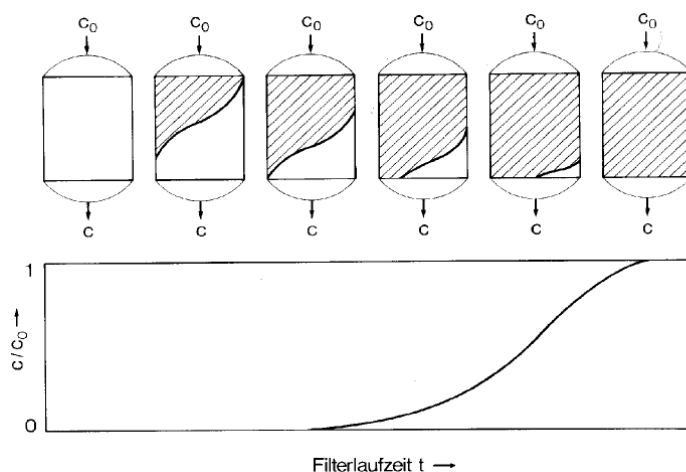
$$\lg(q) = \lg\left(\frac{x}{m}\right) = \lg(k) + n \cdot \lg(c) \quad (5.2)$$

- q = Beladung, relative adsorbierte Masse [mg/mg, mg/g]
- x = adsorbierte Substanzmasse (Adsorpt) [mg, µg]
- m = Adsorbensmasse [mg, g]
- k,n = Freundlich-Reaktionskonstanten [-]
- c = Restkonzentration (Adsorptiv) [mg/l, µg/l]

Die verwendete Aktivkohle in einem Adsorber hat also von Beginn an eine begrenzte Adsorptionskapazität. Ist diese Kapazität vollständig ausgenutzt, kommt es zum Filterdurchbruch und die Kohle muss reaktiviert werden, um wieder aufnahmefähig zu sein. In diesem Zustand sind die maximalen Bettvolumina (maximal durchsetzbare Wasservolumina bis zum Durchbruch eines Filters in m<sup>3</sup>Wasser/m<sup>3</sup>GAK) erreicht.

In *Abb. 5-2* ist die Beladung eines GAK-Festbettfilters (abwärts durchströmt) schematisch im Zeitverlauf dargestellt. Zu Beginn ist der Filter vollkommen unbeladen. Im Laufe der Zeit nimmt die Beladung über die Filterbetttiefe zu. Innerhalb des Filters entstehen eine obere beladene Zone und eine untere unbeladene Zone. Der Übergangsbereich wird als Massentransferzone bezeichnet. In dieser Zone laufen die Transportvorgänge ab, da zum einen ausreichend freie Adsorptionsplätze und zum anderen genügend Adsorptive vorhanden sind. Über die Filterlaufzeit verlagert sich diese Zone immer weiter nach unten. Anhand des Graphen aus *Abb. 5-2* ist zu erkennen, dass der Durchbruch beginnt, sobald die Übergangszone den unteren Rand des Filterbetts erreicht. Mit einer höheren Beladung sinkt also die nutzbare Adsorptionskapazität. Einige Schadstoffe können nun ungehindert den Filter passieren und in den Ablauf der Kläranlage gelangen.

[39]



*Abb. 5-2: Verlagerung der Adsorptionszone über die Filterlaufzeit [41]*

Zur Vermeidung eines Schadstoffeintrags muss die Aktivkohle reaktiviert oder durch frische Aktivkohle ersetzt werden. Beim Entfernen der Aktivkohle aus dem Filterbecken muss dieses zuvor stillgelegt werden. Die Kohle wird abgesaugt und zu einem spezialisierten Dienstleister transportiert. [39] Für den Ortswechsel eignet sich eine hydraulische Transportweise mit Treibwasser. Außerdem sollte Aktivkohle immer in eine Wasservorlage geleitet werden. [1] Beim Dienstleister angekommen, wird die thermische Behandlung durchgeführt. Dazu wird meist ein Drehrohrofen verwendet. In diesem durchläuft die Kohle drei Phasen. In der 1. Phase findet eine Trocknung statt. In der 2. Phase werden flüchtige Bestandteile aus der Kohle gelöst. Die letzte Phase besteht aus einer Pyrolyse bei 800 °C. Aktivkohlen werden im Regelfall immer getrennt voneinander gelagert, sodass jede Anlage die eigene Kohle zurückerhält und keine Mischungen entstehen. [39] Während des Reaktivierungsvorgangs entstehen auch Verluste, die jedoch von der Art der Kohle abhängen [36]. Nach dem Kompetenzzentrum ist mit 10 - 20 % Verlust zu rechnen. Dieser Abrieb ist jedoch kein Abfall, sondern kann als Pulveraktivkohle weiterverwendet werden. Im Filter müssen die Verluste mit frischer Aktivkohle wieder nachgefüllt werden. [1]

#### Eliminationsleistung anthropogener Spurenstoffe

Die Eliminationsleistung der GAK nimmt mit der Zeit ab, da sich die freien Adsorptionsstellen zusetzen. Bei schlecht adsorbierbaren Substanzen nimmt die Eliminationsleistung deutlich schneller ab als bei gut adsorbierbaren Substanzen. In Bezug auf nicht oder nur langsam biologisch abbaubare Wasserinhaltsstoffe, wie PCBs, Toluene, Benzene und Atrazine werden bei Gegenwart gelöster organischer Stoffe (DOM) diese nur reduziert adsorbiert. Außerdem können bei einer Sättigung der GAK durch organische Stoffe, diese Stoffe den Filter durchbrechen und Verunreinigungen im Ablauf verursachen. [42]

Verglichen mit anderen Reinigungsverfahren sind die Investitionskosten einer GAK-Stufe durch wenige Bauwerke verhältnismäßig gering. Die Betriebskosten hängen vor allem davon ab, ob frische oder reaktivierte Kohle verwendet wird und wie hoch die Abrasionsverluste sind. Eine Zusammenstellung einiger Literaturwerte modellierter GAK-Filter zeigt eine umgerechnete Dosierung von etwa 10 – 30 g/m<sup>3</sup> auf. [43]

Durch Aktivkohle können verschiedene anthropogene Spurenstoffe und ein Teil der organischen Hintergrundmatrix (DOC) eliminiert werden. Wie gut eine Substanz an Aktivkohle adsorbierbar ist, hängt vor allem von den Stoffeigenschaften wie der Polarität, der Molekülgröße etc. ab (s. Kapitel 5.2.1 Grundlagen der Adsorption). Für Stoffe, die sehr gut und gut adsorbierbar sind, können Eliminationsgrade > 80 % bei ausreichender Dosierung von PAK oder richtigem Durchbruchpunkt beim GAK-Filter erzielt werden. Mittel bis gering adsorbierbare Stoffe können wirtschaftlich nicht mit solch hohen Eliminationsgraden entfernt werden. Indikatorsubstanzen der Adsorbierbarkeit an Aktivkohle sind in *Tab. 5-3* aufgeführt. Zu den ‚sehr gut‘ bis ‚gut‘ an Aktivkohle adsorbierbaren Stoffen zählt unter anderem die Indikatorsubstanz Benzotriazol. ‚Mittel‘ bis ‚schlecht‘ adsorbierbar sind der Indikator Acesulfam sowie weitere Spurenstoffe. Um den Betriebsmittelbedarf und die damit verbundenen Kosten der Verfahren zur gezielten Spurenstoffelimination miteinander



vergleichen zu können, werden bei der Adsorption an Aktivkohle die erzielbaren Bettvolumina (BV) [m<sup>3</sup>Wasser/m<sup>3</sup>GAK] angegeben. [44] [40]

Tab. 5-3: Indikatorsubstanzen der Adsorption an Aktivkohle zur gezielten Spurenstoffelimination [44]

Adsorbierbarkeit an Aktivkohle	Indikator	Weitere Spurenstoffe
<b>sehr gut bis gut</b>	Benzotiazol	Carbamazepin, Diclofenac
<b>mittel bis schlecht</b>	Acesulfam	Sulfamethoxazol, Röntgenkontrastmittel, Pimidon
<b>nicht adsorbierbar</b>	EDTA	MTBE, ETBE

### Projekte

Granulierte Aktivkohle wird seit Jahren erfolgreich in Reinigungsstufen auf Trinkwasseraufbereitungsanlagen eingesetzt. Das Verfahren der Adsorption an GAK zur gezielten Spurenstoffelimination kommt bisher hingegen nur auf wenigen kommunalen Kläranlagen zum Einsatz.

Das Verbandsklärwerk „Obere Lutter“ (380.000 EW) hat in 2011 und in 2014 im Rahmen zweier vom Land NRW geförderter Forschungsvorhaben damit begonnen, den Einsatz von GAK-Filtern zu untersuchen. Dazu wurde das Filtermaterial von fünf der insgesamt zehn Filterkammern der bereits vorhandenen Flockungsfiltrationsanlage entnommen und durch GAK ersetzt. Für die Filter, welche im Aufstrom betreiben wurden, ergab sich ein Volumen von insgesamt 200 m<sup>3</sup>. In den beiden Versuchsabschnitten wurden unterschiedliche Aktivkohlesorten getestet (sowohl frisch als auch reaktiviert), unterschiedliche Betriebsweisen (intermittierend/kontinuierlich) gefahren und verschiedene Filtrationsgeschwindigkeiten von 2 - 10 m/h (variabel/konstant) eingestellt. Über den Versuchszeitraum hinweg zeigten sich ein stabiles und praxistaugliches Betriebsverhalten der Aktivkohlefilter und ein positiver Effekt auf die Reinigungsleistung. Bei vollständiger Nutzung der Adsorptionskapazität konnte eine Eliminationsleistung des CSB und TOC von 45 % erreicht werden. Organische Spurenstoffe konnten im Mittel um 95 % eliminiert werden, wobei dies von den jeweiligen Eigenschaften der Spurenstoffe abhängig ist. Außerdem konnte festgestellt werden, dass die Eliminationsleistung für einzelne Spurenstoffe, insbesondere sehr polare, eher gering ist. Des Weiteren konnten die Standzeiten sowie anfallende Betriebskosten ermittelt werden. [45] [46]

Als weiteres Beispiel kann die Kläranlage Rietberg, auf der seit 2012 Versuche zur Elimination von Mikro Schadstoffen auf kommunalen Kläranlagen laufen, aufgeführt werden. Die Besonderheit dieser Anlage ist, dass keine Raumfilter, sondern kontinuierlich durchströmte Sandfilter mit GAK-Füllung zum Einsatz kommen. Die Anlage in Betonbauweise besteht aus 12 kontinuierlich durchströmten Sandfiltern mit einer

Filterhöhe von 3,5 m und einer Filterfläche von 60 m<sup>2</sup>. Die Versuche zeigten, dass die Eliminationsleistung sehr stark von der Art der verwendeten Aktivkohle abhängt. Kohlen auf Steinkohlebasis zeigten generell bessere Eliminationsleistungen als solche aus Kokosnussschalen. Je nach verwendeter Kohlesorte konnten Standzeiten von bis zu 5 Jahren realisiert werden. Auf Grundlage der positiven Ergebnisse erfolgte der großtechnische Umbau der Anlage, welche nun seit 2015 betrieben wird. Neben der großtechnischen Umsetzung auf der Kläranlage Rietberg wird das Verfahren der GAK-Filtration mittels kontinuierlich durchströmter Sandfilter auch auf dem Klärwerk der Gemeinde Emmingen-Liptingen (7.500 EW) in halbtechnischen Versuchen erforscht. Es zeigte sich, dass es bei diesem Verfahren im Betrieb nicht zum Abrieb bei GAK-Körnern kommt. Außerdem ist ein Austrag von GAK über das Waschwasser kaum zu verzeichnen. Messbar war eine Reduktion der CSB-Fracht, für die Parameter N und P konnte kein Unterschied zum Sandfilter festgestellt werden. Hier zeigte sich ebenfalls, dass je nach Kohleart und Belastung des Abwassers bei Anlagen mit GAK lange Standzeiten erreicht werden können. Bei einem Durchsatz von 13.500 BV konnten im Mittel bei fast allen untersuchten Spurenstoffen Eliminationsraten von mehr als 70 % erreicht werden. [47]

Neben den Klärwerken Obere Lutter und Rietberg befassen sich in Deutschland weitere Standorte mit der Elimination von Spurenstoffen im großtechnischen Betrieb. Weitere Beispiele dafür sind die Kläranlagen Dülmen, Düren-Merken, Gütersloh-Putzhagen und Westerheim (s. Tab. 5-4). Auf dem Klärwerk Penthaz, Schweiz, ist seit 2018 eine Anlage mit GAK im Wirbelbett in Betrieb. [48]

Tab. 5-4: Auswahl an Projekten der Adsorption an GAK zur gezielten Spurenstoffelimination [49] [50]

Deutschland	Vorbehandlung	Nachbehandlung	Filtergeschwindigkeit	Leerbettkontaktzeit	Literatur
<b>KA Gütersloh-Putzhagen (2013)</b>	Keine	Keine	5 m/h (2 - 10 m/h)	11 - 56 Min	Merten (2011)
<b>KA Rietberg (2014)</b>	Keine	Keine	3,6 m/h (2 - 8 m/h)	20 - 60 Min	Knollmann und Hübner (2013)
<b>KA Obere Lutter (2011)</b>	Keine	Schönungsteich	2 - 8 m/h	19 - 75 Min	Nahrstedt et al. (2014)
<b>KA Westerheim (2016)</b>	Sandfilter	Keine	max. 7,5 m/h	Min. 55 Min	Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW (2017a)

### 5.2.3. Biologisch aktivierte Aktivkohle

Neben der standardmäßigen granulierten Aktivkohle wurde in den vergangenen Jahren auch die biologisch aktivierte Aktivkohle als weiteres Verfahren zur gezielten Spurenstoffelimination untersucht. Das Verfahren wird ebenfalls schon seit einigen Jahren in der Trinkwasserbehandlung, üblicherweise nach einer Ozonung,

angewendet. Erfahrungen zeigen eine weitgehende Elimination natürlicher organischer Substanzen, Transformationsprodukte der Ozonung, Nebenprodukte der Desinfektion sowie Geschmacks- und Geruchsstoffe. Großtechnische Anlagen in der Abwasserbehandlung sind jedoch nur wenige vorhanden. [51] [52]

#### Verfahrenstechnik

Ein BAK-Filter besteht aus einem Filter mit GAK als Filtermaterial, welcher jedoch nicht in regelmäßigen Abständen ausgetauscht und reaktiviert wird und sich somit nach einiger Zeit Mikroorganismen als Biofilm auf der Oberfläche der GAK-Körner ansiedeln können. Der Überstau des Filters wird belüftet, um ein aero-bes Milieu für die Mikroorganismen herzustellen. Eine Kombination von vorgeschalteter niedrig dosierter Ozonung und anschließender Adsorption an einem BAK-Filter mit langen Standzeiten ist besonders wirksam. [53] Dieses Verfahren ist auch als biologisch verbessertes Aktivkohleverfahren bekannt. [12]

Der Biofilm baut die zu eliminierenden Substanzen, die bei der Ozonung in leicht biologisch abbaubare Stoffe umgewandelt werden, ab. Durch die Ozonung kommt es zu einem ausreichenden Sauerstoffeintrag für die Mikroorganismen. [54] BAK-Filter ermöglichen einen erhöhten Durchsatz des Abwassers bis zum Durchbruch, was zu einer kürzeren Regenerationszeit und einem geringeren Wartungsaufwand führt. [55] [56] Einige Versuche wurden mit dem Ziel, den Mechanismus der Regeneration der GAK durch den Biofilm zu untersuchen, durchgeführt. Dabei wurde herausgefunden, dass eine reversible Adsorption Voraussetzung für die Bioregeneration ist. Untersuchungen zeigten, dass Substanzen, die erst absorbiert und dann desorbiert wurden, anschließend im Biofilm abgebaut wurden. [57]

#### Zusammensetzung und Aktivität des Biofilms

Der Biofilm auf der GAK besteht aus Mikroorganismen, die entweder immobilisiert an der Oberfläche sitzen (Substrat) oder in eine extrazelluläre mikrobielle organische Matrix eingebettet sind. Bakterien- und Pilzzellen im Biofilm scheiden extrazelluläre polymere Substanzen aus, um eine zusammenhaltende, stabile Matrix zu bilden, in der die Zellen in einer dichten Agglomeration gehalten werden. Die Dicke des Biofilms bestimmt seine jeweiligen Stoffübertragungseigenschaften wie die Nährstoffdiffusion von der Flüssigkeit zum Biofilm sowie den Reibungswiderstand. [51]

Der Biofilm auf der Aktivkohle kann entweder aus einer einzelnen oder mehreren Schichten an Mikroorganismen bestehen. Bei dickeren Schichten kann es dazu kommen, dass die inneren Schichten anaerobe oder anoxische Verhältnisse aufweisen, während an den äußeren Schichten aerobe Biozönosen aufwachsen. Durch die unterschiedlichen Organismen kann es zu symbiontischen Wirkungen und teilweise zu Stoffumsätzen von persistenten, toxischen und schwer abbaubaren Stoffen kommen. Die Struktur des Biofilms hat somit einen maßgeblichen Einfluss darauf, wie die Wasserinhaltsstoffe durch den Biofilm und an die Oberfläche der GAK-Partikel gelangen. [38] [51]

Die GAK mit aufsitzendem Biofilm hat, verglichen mit der reinen GAK, eine deutlich erhöhte Aktivität. Eine Kombination aus Adsorption und biologischem Abbau führt zu einer guten Reinigungsleistung. [12] Die Mikroorganismen, die einen Biofilm auf den Körnern bilden, können sowohl Substanzen aus dem Abwasser umsetzen, die noch nicht adsorbiert wurden, als auch Substanzen, die sich in der Porenflüssigkeit befinden und noch nicht adsorbiert oder desorbiert wurden. [38] Es wird die Hypothese vertreten, dass Bakterienzellen nach der Anhaftung am Biofilm an der GAK-Oberfläche physiologische Veränderungen durchlaufen, die mit der Förderung bestimmter Gene verbunden sind. [51]

Insgesamt kann durch die Kombination der Ozonung mit dem BAK-Filter eine komplexe Wirkung erzielt werden. Es sind sowohl geringere Ozondosen als auch längere Standzeiten des Filters möglich, wobei weniger Transformationsprodukte gebildet werden, ein Suspensat durch die Adsorption erzielt und zusätzlich eine biologische Reinigung durch die Mikroorganismen im BAK-Filter ermöglicht wird. [52]

#### Eliminationsleistung eines Biofilms

Die Struktur des Biofilms spielt eine wichtige Rolle in Bezug auf die Adsorption wasserbasierter Substanzen aus dem Massenstrom der Flüssigkeit zur GAK. Während der Biofilm auf der GAK adsorbiert, scheidet er exopolymere Substanzen aus, die dazu dienen, den Biofilm weiter in der GAK zu verankern. Sowohl der Biofilm als auch das Substrat, an dem er befestigt ist, behindern den flüssigen Massenstrom durch die Biomasse erheblich und drosseln dadurch effektiv den konvektiven Transport von wasserbasierten Substanzen an die GAK-Oberfläche. Durch eine Verringerung der Größen wasserbasierter Substanzen (über eine vorgeschaltete Ozonierung) wird ermöglicht, dass mehr Substrat durch den Biofilm zu den verfügbaren Stellen an der GAK gelangt, wodurch später die GAK-Adsorption erhöht wird. [51]

Der biologische Abbau ist ein mehrstufiger Prozess. Zuerst werden die Substanzen in den Makroporen an der Außenfläche der GAK adsorbiert und in die Matrix des Biofilms eingebettet. Sie werden teilweise mikrobiell biologisch abgebaut. Stoffe, die nicht vollständig durch den Biofilm abgebaut werden, gelangen weiter in die Mikroporen der GAK, wo sie an den Innenflächen adsorbiert werden. Ist die Substratkonzentration außen an der GAK gering, werden die teilweise abgebauten Substanzen durch den Konzentrationsgradienten wieder desorbiert und sind für einen weiteren oder vollständigen biologischen Abbau verfügbar. Durch diese Prozesse wird das Filtermaterial des BAK-Filters biologisch regeneriert, die Lebensdauer der GAK auf etwa 2 - 5 Jahre erhöht und der Bedarf an thermischer Regeneration verringert. Es bestehen Berichte über mögliche Lebensdauern von über 10 Jahren. [53] Durch den Biofilm können vor allem gelöste organische Substanzen (inklusive DOC), assimilierbarer organischer Kohlenstoff (AOC), organische Chemikalien wie beispielsweise Atrazin, PCBs und Simazin sowie gesamtorganisches Halogen entfernt werden. [51]

Eine Herausforderung in der Anwendung von BAK-Filtern besteht in der Kontrolle des Biofilms. Die Aktivität des Biofilms steigt bis zu einem kritischen Punkt mit der Dicke des Biofilms an. Ab diesem Punkt verhindert

die Dicke des Biofilms eine Diffusion von Nährstoffen und Sauerstoff, wodurch an den GAK-Körnern eine anaerobe Zone entsteht und der Biofilm inaktiv wird. Durch unkontrolliertes Wachstum des Biofilms können die Poren der Aktivkohle verstopfen. Außerdem kann dadurch ein Druckabfall eintreten und das Filterbett aufschwimmen, was wiederum einen Durchbruch von Verunreinigungen zur Folge haben kann. Möglichkeiten das Wachstum zu kontrollieren, bestehen in einer Limitierung an Nährstoffen, der Temperaturregulierung und Änderung des pH-Wertes sowie der Konzentration gelöster Organik. Außerdem besteht die Möglichkeit, den BAK-Filter in regelmäßigen Abständen mit Luft und Wasser rückzuspülen, wodurch biologisch abbaubare Substanzen und Nährstoffe entfernt werden. In Bezug auf den DOC ist die Reinigungsleistung von BAK beträchtlich, jedoch nicht so hoch wie die Reinigungsleistung von frischer unbeladener GAK. [51] [53]

#### Elimination anthropogener Spurenstoffe

Zusätzlich zur Elimination durch die vorgeschaltete Ozonung reinigen BAK-Filter das Abwasser durch drei Mechanismen:

Adsorption an der GAK

Biologischer Abbau durch Mikroorganismen

Bioregeneration

Die Elimination anthropogener Spurenstoffe wird in einem BAK-Filter durch die Adsorption an GAK und die Biosorption an den Biofilm sowie einem möglichen Abbau durch die Mikroorganismen über einen längeren Zeitraum erzielt, da an der BAK für die Spurenstoffe andere Adsorptionsstellen genutzt werden. Neben der Fähigkeit des Biofilms, adsorbierte Stoffe zu entfernen und biologisch abzubauen, kann der Biofilm auch eine Bioregeneration der beladenen GAK bewirken. BAK zeigte in verschiedenen Studien das Potenzial, eine weite Bandbreite anthropogener Spurenstoffe zu eliminieren und die Toxizität zu verringern. [53]

Durch die Kombination von Ozonung und biologisch aktivierter Aktivkohle kann die Ozondosis, im Vergleich zur alleinigen Ozonung zur gezielten Spurenstoffelimination verringert werden, ebenso das Reaktorvolumen sowie damit einhergehend die Aufenthaltszeit. Durch die Ozonung können leicht oxidierbare Spurenstoffe wie Carbamazepin oder Diclofenac schon weitgehend eliminiert werden, schwerer oxidierbare Stoffe wie beispielsweise Benzotriazol können durch die Ozonung „vorgecrackt“ werden und sind danach leichter absorbierbar sowie biologisch abbaubar. Durch die Kombination der zwei Verfahren erhöhen sich die Investitionskosten. [52] [58]

Nach Austermann-Haun et al. (2017) kann bei der Adsorption an BAK mit vorgeschalteter Ozonung eine verringerte Ozondosis von 2 - 5 mgO<sub>3</sub>/l erreicht werden, es ist für den Vorabbau einiger anthropogener Spurenstoffe eine noch niedrigere Ozondosis von etwa 2 - 3 mgO<sub>3</sub>/l möglich. Auf der Kläranlage Eriskirch

wurde eine spezifische Ozondosis von 0,3 - 0,9 mgO<sub>3</sub>/mgDOC bei einem Mittelwert von 0,6 mgO<sub>3</sub>/mgDOC und einer Kontaktzeit von 20 Minuten eingestellt. Die Filtergeschwindigkeit im biologisch aktivierten GAK-Filter betrug 10 m/h und es konnten 60.000 BV erreicht werden. Auf der ARA Neugut wurde die Ozonung bei einer Dosis von 0,54 mgO<sub>3</sub>/mgDOC bei einer Aufenthaltszeit von 15 Minuten betrieben. Für den GAK-Filter wurden Bettvolumina von 30.000 bzw. 50.000 erreicht. Auf der Kläranlage Detmold konnte bei einer Ozondosis von  $z = 2$  mgO<sub>3</sub>/l und etwa 9.000 BV (Leerbettkontaktzeit: 50 Min.) eine nahezu vollständige Elimination der Substanzen Diclofenac, Carbamazepin, Naproxen, Sotalol, Clarithromycin, Phenazon, Iopromid, Be-zafibrat, Sulfamethoxazol, Bisoprolol, Oxazepam und Terbutryn erreicht werden. Des Weiteren konnten bei 8.000 BV und 9.000 BV und einer Leerbettkontaktzeit von 50 Minuten die Substanzen Benzotriazol, Metoprolol und Amidotrizoesäure zu über 80 % eliminiert werden. [52]

### Projekte

Im Vergleich zu der vorher genannten Verfahrensmöglichkeit ist die Adsorption an biologisch aktivierter Aktivkohle zur gezielten Spurenstoffelimination ein Verfahren, das noch erforscht wird. In Deutschland gibt es aktuell Untersuchungen und Pilotversuche zum Einsatz eines BAK-Verfahrens zur gezielten Spurenstoffelimination auf den Kläranlagen Paderborn-Sande, Detmold sowie den Kläranlagen Eriskirch und Biberbach. In der Schweiz wird eine BAK-Filtration auf vier Kläranlagen untersucht.

Auf der Kläranlage Detmold ist die BAK-Filtration einer Ozonung nachgeschaltet. Die mittlere Ozondosis wird dort mit 0,24 mgO<sub>3</sub>/mgDOC, bzw. 2 mg/l angesetzt. Bei der Festlegung von Metoprolol, Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Sulfamethoxazol und 1H-Benzotriazol als Leitparameter wurden für eine Elimination von > 80 % dieser Substanzen etwa 20.300 BV ermittelt bei einer Leerbettkontaktzeit von 25 Minuten. [58]

#### 5.2.4. Pulverisierte Aktivkohle

Pulverisierte Aktivkohle (PAK) wird im Vergleich zu granulierter Aktivkohle nicht im Festbett durchströmt, sondern dem Abwasser zugegeben. Sie muss nach dem Adsorptionsvorgang wieder abgetrennt werden, es bedarf hier also in jedem Fall einer Nachbehandlung. Ob pulverisierte Aktivkohle bei der gezielten Spurenstoffelimination zum Einsatz kommt, hängt, im Vergleich mit anderen Verfahren, vor allem von den Kosten ab. Verglichen mit der GAK, stellt sich bei der PAK hingegen deutlich schneller ein Gleichgewicht ein, da die Diffusionswege im inneren Porensystem kürzer sind. [4] [11] Um die Menge der hinzu zu dosierenden PAK-Menge möglichst gering zu halten, sollte die Nachklärung optimal funktionieren oder ggf. optimiert werden. Das Vorschalten einer zusätzlichen Filtrationsanlage wird, aufgrund verschiedener Erfahrungswerte, nicht empfohlen. [1]

### Verfahrenstechnik

Für die Positionierung der PAK-Stufe im vorhandenen Klärverfahren lassen sich eine Vielzahl an Möglichkeiten unterscheiden. Die Kohle kann als PAK auf verschiedene Weisen in das System eingebracht werden. Bei der Nutzung der PAK-Behandlung gilt ebenfalls ein niedriger DOC als Voraussetzung. Deshalb wird die Aktivkohle meist hinter der biologischen Stufe in einem eigens dafür vorgesehenes Kontaktbecken dosiert. Alternativ dazu besteht die Möglichkeit, die Kohle in den Zulauf einer nachgeschalteten Filtration oder direkt in die biologische Stufe hinzu zu dosieren. Je nach Verfahrenswahl ändert sich nicht nur die Position der Dosierung im System, sondern auch die notwendige Dosiermenge. Allgemein lässt sich jedoch von einer Dosiermenge von 10 - 20 mgPAK/l ausgehen. [1] Anders als bei der granulierten Aktivkohle kann pulverisierte Aktivkohle nicht erneut reaktiviert werden.

Die drei Varianten werden im Folgenden genauer betrachtet:

#### Adsorptive Reinigungsstufe hinter der biologischen Stufe

In dieser Variante ist der Bau einer separaten Adsorptionsstufe erforderlich. Die PAK wird in einem Kontaktreaktor, der meist aus einer dreistufigen Kaskade besteht, hinzu dosiert und anschließend in einem Sedimentationsbecken wieder abgetrennt. Dem Sedimentationsbecken ist ein Filter nachgeschaltet. Um die Sedimentation zu erleichtern, wird Fällmittel zugegeben. Dies geschieht entweder im Kontaktreaktor (s. *Abb. 5-3*) oder vor dem Sedimentationsbecken. Das im Sedimentationsbecken abgetrennte Schlamm-Kohle-Gemisch wird wieder zurück in den Zulauf des Kontaktreaktors geleitet, um eine Mehrfachbeladung zu ermöglichen.

Da in der Regel nicht alle PAK-Partikel im Sedimentationsbecken abgetrennt werden können, muss dem Prozess eine Filtrationsstufe nachgeschaltet werden. Eine weitere Dosierung von Fällmittel vor dem Filter ist hier sinnvoll (Flockungsfiltration). Außerdem kann weitere PAK vor dem Filter hinzu dosiert werden, wenn das Reinigungsergebnis bzgl. der Mikroschadstoffelimination noch nicht ausreichend hoch ist. [4] Das Spülwasser aus der Filtration, welches die PAK sowie das Fällmittel enthält, wird ebenso wie die Überschussschle aus dem Sedimentationsbecken in die biologische Reinigungsstufe zurückgeleitet, um die übrige Adsorptionskapazität ausnutzen zu können. Die PAK verlässt das System nach mehrfacher Beladung mit der Entnahme des Überschussschlamm in die Schlammbehandlung. [4]

Nach DWA (2015) ist bei diesem Verfahren eine Mindestverweilzeit im Kontaktreaktor von 0,5 h und eine Dosierung von 10 - 20 mg/l Aktivkohle sinnvoll. Im Sedimentationsbecken sollte eine Mindestaufenthaltszeit von 2,0 h eingehalten sowie eine Flächenbeschickung von 2 m/h nicht überschritten werden. [7]

Für diese Variante ist aufgrund der separat zu errichtenden Adsorptionsstufe ein hoher Platzbedarf erforderlich, zudem fallen die Baukosten sehr hoch aus. Durch das zusätzliche entstehende Beckenvolumen



kann jedoch eine Vergleichmäßigung der Verschmutzung erreicht werden. Außerdem die Optimierung der Adsorption und Abtrennung unabhängig von den biologischen Prozessen vorgenommen werden. [4]

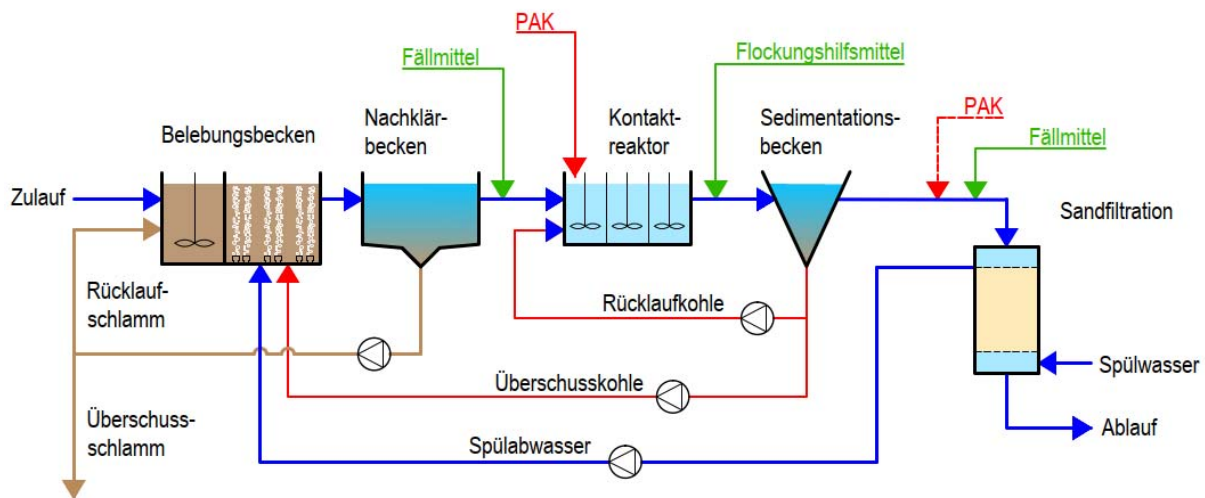


Abb. 5-3: Schematische Darstellung Kläranlage mit PAK-Dosierung in eine Adsorptionsstufe (nach [4])

#### PAK-Dosierung in den Zulauf einer nachgeschalteten Filtration

In der zweiten Variante wird die unbeladene PAK nach der biologischen Stufe (bzw. Nachklärung) und vor dem Filter kontinuierlich dem Abwasserstrom zugegeben (s. Abb. 5-4). Als Kontaktzone dient in diesem Fall der Überstau des Filters, weshalb der Bau einer zusätzlichen Adsorptionsstufe entfällt. [4]

Bei dieser Variante wird dem Abwasser vor dem Filter ebenfalls ein Fällmittel hinzu dosiert, um einen ausreichenden Rückhalt im Filter zu bewirken. Über das Spülwasser des Filters werden eingelagerte PAK und Fällmittel zurück in die Biologie geleitet (s. Abb. 5-4), um noch freie Adsorptionskapazitäten zu nutzen. Die PAK verlässt das System hier ebenfalls über den abgezogenen Überschussschlamm. [4]

Die Aufenthaltszeit im Überstau des Filters sollte etwa bei 13 - 28 Minuten und der gesamte Filtrationsvorgang bei 30 - 47 Minuten liegen. Die maximale Filtergeschwindigkeit sollte 15 m/h nicht überschreiten und die Dosierung bei etwa 15 mg/l liegen, abhängig von der DOC-Konzentration und dem Eliminationsziel.

Ein Vorteil dieser Variante ist ,genau wie bei Variante 1, dass die Dosierung unabhängig von der Biologie ist und dadurch die Prozesse der Adsorption und Abtrennung separat optimiert werden können. Im Vergleich zur ersten Variante ist die Eliminationsleistung dieses Verfahrens deutlich schlechter.

In Versuchen von Metzger (2010) konnte bei einer Dosierung von 10 mgPAK/l für die Summenkonzentration verschiedener Arzneimittel eine deutlich bessere Eliminationsleistung bei einem separaten Kontaktreaktor (knapp 90 %) als bei einer Dosierung in den Überstau (knapp 60 %) verzeichnet werden. Außerdem hat



sich gezeigt, dass bei zunehmender organischer Restverschmutzung deutlich mehr PAK dosiert werden als bei einer Variante mit separatem Kontaktbecken, wodurch sich ein hoher PAK-Verbrauch und somit Schlammfall negativ auf die Betriebskosten auswirken. [4]

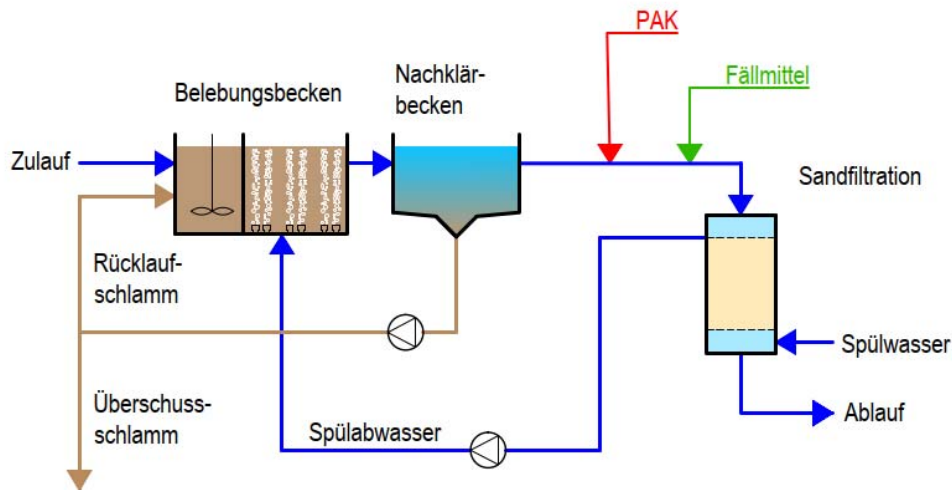


Abb. 5-4: Schematische Darstellung Kläranlage mit PAK-Dosierung vor einen Sandfilter (nach [4])

#### Simultane PAK-Dosierung in die biologische Stufe

Eine weitere Möglichkeit zeigt Abb. 5-5. In dieser Variante wird kein weiteres Becken benötigt, da die Kohle direkt in die Biologie gegeben wird. Die beladene PAK wird ebenfalls in der Nachklärung mit dem Überschussschlamm entfernt. Da für diese Variante keine nachgeschaltete Filtereinheit vorgesehen ist, kann es zum Abtrieb und somit Eintrag von PAK in den Vorfluter kommen. [4]

Der Vorteil dieser Verfahrensvariante ist, dass keine weiteren Bauwerke, abgesehen von der Dosiereinrichtung, benötigt werden und der Aufwand der Verfahrenstechnik relativ gering ist. Nachteilig an der Simultandosierung ist allerdings die schlechtere Ausnutzung der PAK und somit auch der Eliminationsleistung im Gegensatz zu den Varianten mit nachgeschalteter Adsorption. Bisher liegen jedoch erst sehr wenige Erfahrungswerte bzgl. dieser Verfahrensweise vor, die Effizienz wird allerdings deutlich geringer eingeschätzt. [7] [1]

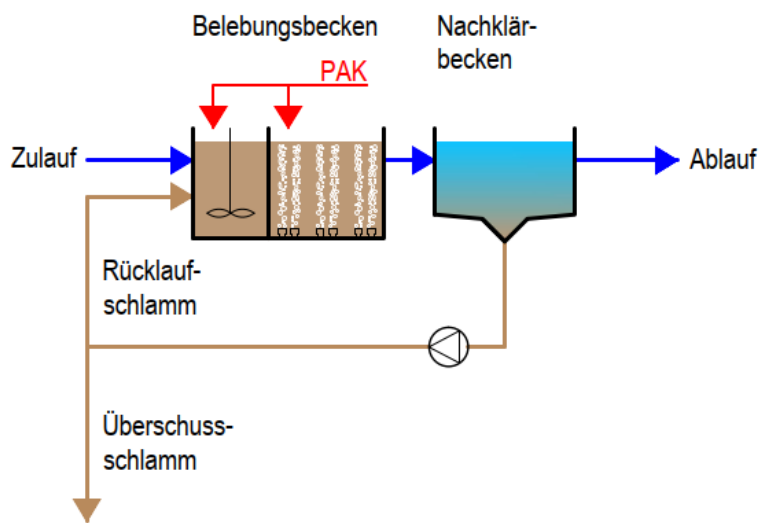


Abb. 5-5: Schematische Darstellung Kläranlage mit PAK-Dosierung in die biologische Stufe (nach [4])

### Projekte

Die großtechnische Umsetzung der Variante PAK zur gezielten Spurenstoffelimination ist weiter verbreitet als die vorherigen Verfahren. In Tab. 5-5 sind einige der kommunalen Kläranlagen aufgeführt, auf denen sich eine PAK-Adsorptionsstufe in Betrieb befindet. In Deutschland ist aktuell auf insgesamt 14 kommunalen Kläranlagen eine PAK-Stufe zur gezielten Spurenstoffelimination in Betrieb, wovon sich der größte Teil in Baden-Württemberg befindet. In der Schweiz laufen vier Kläranlagen. Von den aufgelisteten Kläranlagen in Tab. 5-5 wird, mit Ausnahme der Kläranlage Lahr, überall eine Vollstrombehandlung verfolgt. Auf den beiden Schweizer Kläranlagen läuft die Adsorption an PAK im Teilstrom ab.

Das auf den kommunalen Kläranlagen Albstadt-Ebingen und Hechingen eingesetzte AFF-Verfahren, welches von der Universität Stuttgart entwickelt wurde, stellt eine Kombination aus Adsorption an Aktivkohle sowie chemischer Flockung und Filtration dar. Verfahrenstechnisch wird diese Stufe hinter der biologischen Reinigungsstufe angeordnet. Die AFF-Anlage besteht aus der adsorptiven Reinigungsstufe (Kontaktbecken mit nachgeschaltetem Sedimentationsbecken) sowie einer nachgeschalteten Filtrationsanlage. [59]

Tab. 5-5: Auswahl an Projekten der Adsorption an PAK zur gezielten Spurenstoffelimination (nach [50] [49])

Kläranlage	Verfahren	Nachbehandlung	Dosierung	Aufenthaltszeit	Literatur
			[g/m <sup>3</sup> ]	[min]	
<b>Deutschland</b>					
<b>Albstadt-Ebingen (1992)</b>	PAK (AFF-Verfahren)	Sedimentation & Sandfiltration	Jahresmittel: 6 Max.: 45	78	Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe BW (2014a);
<b>Lahr (2015)</b>	PAK (Adsorptionsstufe)	Sedimentation & Tuchfiltration	10	49	Metzger et al. (2014)
<b>Langwiese (2013)</b>	PAK (Adsorptionsstufe)	Sedimentation & Sandfiltration	10	57	Metzger et al. (2014)
<b>Dülmen (2015)</b>	PAK (Adsorptionsstufe)	Sedimentation & Filtration	10 – 20	22 – 15	Metzger (2010); Boehler et al. (2012)
<b>Bartrup (2018)</b>	PAK (Adsorptionsstufe)	Fuzzyfilter	Min. 20	15 – 30	Waermer (2014)
<b>Schweiz</b>					
<b>Bachwies, Herisau (2015)</b>	PAK (Adsorptionsstufe)	Sedimentation & Sandfiltration	Max. 20	Min. 30	VSA (2015); Butz et al. (2018)
<b>Thunersee (2018)</b>	PAK (Adsorptionsstufe)	Sedimentation & Sandfiltration	Unbekannt (Inbetriebnahme: Juni 2018)	Min. 48	VSA (2018b)

### 5.3. Oxidative Verfahren

#### 5.3.1. Ozonung

Unter dem Begriff der Ozonung wird das Einbringen von gasförmigem Ozon (O<sub>3</sub>) in Wasser und die darauffolgenden Reaktionen der Wasserbestandteile mit den Gasteilchen verstanden. Das Ziel in der Abwasserreinigung ist es, die schwer zu zersetzenden Verbindungen der Spurenelemente zu zerstören und zu leicht biologisch abbaubaren Verbindungen zu oxidieren. [60] Ozon ist für diesen Anwendungsfall gut geeignet, weil das breite Wirkspektrum auf Mikroschadstoffe in verschiedenen Versuchen nachgewiesen werden konnte. Dies begründet sich darin, dass Ozon selektiv Doppelbindungen und funktionelle Gruppen verschiedener Moleküle angreift und Mikroschadstoffe meist solche Bindungen und Gruppen enthalten. [42]

Dieser Oxidationsvorgang ist auch aufgrund seiner vielseitigen Wirkung ein häufig genutztes Verfahren in der Spurenstoffbehandlung. Es eignet sich neben der Mikroschadstoffeliminierung auch zur Desinfektion, Geruchsneutralisation und Entfärbung. [61] Nachteilig an diesem Verfahren sind jedoch zusätzlich notwendige Nachbehandlungen. Bei diesen müssen die durch die Oxidation entstandenen Transformationsprodukte wieder aus dem Wasser entfernt werden, bevor sie in öffentliche Gewässer eingeleitet werden können. [1] Im Folgenden werden grundlegende Informationen zur Ozonbehandlung gegeben und auf die Besonderheiten des Verfahrens eingegangen.

### Definition Ozon und dessen Erzeugung

Bei O<sub>3</sub> handelt es sich um ein farbloses, reaktives und giftiges Gas. In der Natur kommt es in der sogenannten Ozonschicht vor, die in ca. 20 - 30 km Höhe die Erde umgibt und diese vor direkter Sonneneinstrahlung schützt. In Bodennähe kann Ozon aus Stickoxiden und anderen Stoffen unter hoher Sonneneinstrahlung gebildet werden. [62] Unter natürlichen Bedingungen wird Ozon aufgrund seiner Geruchslosigkeit nicht registriert. Wird jedoch die Geruchsschwelle von 40 µg/m<sup>3</sup> überschritten, wird es kurzzeitig als stechend und scharf wahrgenommen. [63]

Bei der Errichtung einer Reinigungsstufe mittels Oxidation muss, neben den eigentlichen Behandlungsbecken, eine eigene Anlage zur Ozonerzeugung aufgestellt werden. Grund dafür sind die weiteren Eigenschaften des Gases Ozon. Die Verbindungen sind sehr instabil und zerfallen nach geringer Zeit an der Luft wieder zu Sauerstoffmolekülen, bevor sie zur Oxidation genutzt werden können (s. Abb. 5-6). Dies macht die Anlieferung von Ozon unmöglich. [64] Bei der Bildung von Ozon im Ozongenerator wird ein Teil der Sauerstoffmoleküle durch elektrische Spannungen aufgespalten (s. Abb. 5-6). Die einzelnen Atome gehen daraufhin Bindungen mit anderen Sauerstoffmolekülen ein und bilden das Gas Ozon (s. Formel 5.1), welches anschließend dem Abwasser zugeführt wird.



Abb. 5-6: Bildung/Zerfall von Ozon (vereinfachte schematische Darstellung) [65]



Der benötigte Sauerstoff kann auf unterschiedliche Arten geliefert oder gewonnen werden. Als wirtschaftlich und zugleich einfach wird die Verwendung von LOX (Liquid Oxygen) angesehen. Der flüssige Sauerstoff wird in Tanklastern auf die Kläranlage geliefert. Der Ozonerzeuger kann 10 M.-% des LOX in Ozon umwandeln. Die Ozonherstellung aus flüssigem Sauerstoff besitzt den Vorteil einer hohen Betriebsstabilität, der Platzbedarf der Anlage ist gering und der Ozoneintrag kann über Änderungen der Ozonkonzentration oder der Gasmenge gesteuert werden. Nachteilig ist die Abhängigkeit von externen Lieferanten. [12]

Weitere Methoden sind die Nutzung des Sauerstoffs zum einen aus einer PSA Anlage (Pressure Swing Adsorption) oder von getrockneter komprimierter Umgebungsluft. [1] Letztere Methode hat den Vorteil, dass

kein zusätzlicher Sauerstoff angeliefert werden muss. Durch den geringen Sauerstoffanteil in der Luft, hat dieses Verfahren jedoch einen sehr geringen Wirkungsgrad, sodass sich dieses häufig als unwirtschaftlich erweist. Zudem müsste die Luft durch den hohen Wassergehalt erst getrocknet werden, wodurch wiederum der Energiebedarf steigt.

#### Löslichkeit und Stabilität

Die Löslichkeit von Ozon ist stark temperaturabhängig. Bei einer Wassertemperatur von 0 °C ist diese beispielsweise doppelt so hoch wie bei Zimmertemperatur. [66]

Die Stabilität von Ozon in Wasser und Abwasser hängt maßgeblich von der Konzentration der organischen Verbindungen ab, welche in Abwasser ungefähr zwischen 5 und 20 mg/l liegt. Die Art des DOC hat Einfluss auf die Reaktionsrate mit Ozon und somit auch auf die Lebensdauer von Ozon im Abwasser. Weitere einflussreiche Faktoren auf die Stabilität sind der Ozon-Partialdruck, beziehungsweise die Ozonkonzentration im Feed-Gas, sowie der pH-Wert. Bei einem niedrigen pH-Wert ist die Stabilität erhöht. [66]

#### Verfahrenstechnik

Bei einer Vorbehandlung mit Ozon ist grundsätzlich zu beachten, dass die Hintergrundbelastung (DOC) durch vorangegangene Reinigungsstufen minimiert worden ist. Da der DOC schnell mit Ozon reagiert, würde der Ozonbedarf unnötig hoch ansteigen, um die eigentliche Funktion - die Oxidation der Mikroschadstoffe - zu gewährleisten.

Die Verfahrensstufe der Eliminierung durch Ozon wird daher hinter die bestehende Nachklärung geschaltet. Der Verfahrensablauf wird in *Abb. 5-7* schematisch dargestellt und besteht in der Regel aus einem Ozongenerator und dessen Kühlung, einem Kontaktreaktor, in dem das Ozon in das Abwasser eingebracht wird sowie dessen anschließender Ausgasungszone, einer Restozonvernichtung, verschiedenen Überwachungsmessgeräten neben sonstiger Maschinentechnik und Leitungen.

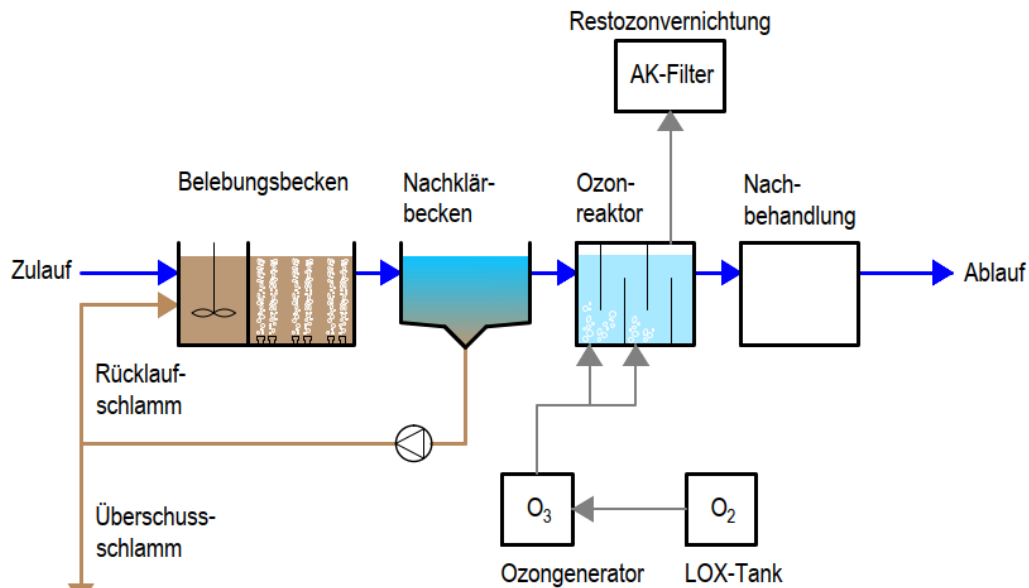


Abb. 5-7: Schema verfahrenstechnische Umsetzung Ozonung (eigene Darstellung)

Wurde das Ozon erzeugt (s. Abschnitt Definition Ozon und dessen Erzeugung), führen Leitungen von den Erzeugern in die Kontaktbecken, in denen das Ozon am Boden der Becken mittels Diffusoren in das Abwasser gedrückt wird. Gemäß des Kompetenzzentrums NRW ist es auch möglich, Ozon in einem ersten Schritt nur einem Teil des Wassers zuzuführen, der dann in einem Kontaktreaktor mit dem restlichen Abwasser gemischt wird. Dies wird Pumpe-Injektor-System genannt. Da hierfür jedoch aufgrund zusätzlicher Pumpen mehr Energie aufgewandt werden muss, wird diese Methode ausgeschlossen. [1]

Befindet sich das Ozon im Abwasser, können zweierlei Arten von Reaktionen ablaufen: Zum einen gibt es die selektive direkte Reaktion. Bevorzugt werden hierbei elektronenreiche Verbindungen, zu denen auch die zuvor genannten Doppelbindungen gehören, abgebaut. Die Ozonmoleküle reagieren aufgrund ihrer dipolaren Struktur mit der ungesättigten Bindung, welche getrennt wird. Zum anderen finden indirekte Reaktionen statt, bei denen Hydroxylradikale gebildet werden, die dann wiederum mit den sonstigen Wasserinhaltsstoffen reagieren. Die entstehenden Reaktionen sind unspezifisch und laufen schneller ab als die direkten Reaktionen. [43] Welche Reaktionen überwiegen, hängt von den Stoffeigenschaften der zu eliminierenden Substanzen und der Zusammensetzung des Abwassers ab. Bei einigen Substanzen hängt der Reaktionsweg nur von den Stoffeigenschaften ab, bei anderen Substanzen haben zusätzlich auch die Temperatur, der pH-Wert sowie die chemische Wassermatrix Einfluss. [7] [67] Ist der pH-Wert kleiner 4, überwiegen in der Regel direkte Reaktionen. Bei einem pH-Wert über 10 überwiegen hingegen die indirekten Reaktionen. Je nach Zusammensetzung und Inhaltsstoffen des Abwassers können jedoch auch bei geringen pH-Werten indirekte Reaktionen dominieren, weshalb bei der Planung einer Ozonung beide Reaktionen betrachtet werden sollten. [67]

Um die anschließende Ausgasung gewährleisten zu können, verweilt das Wasser, nachdem die Reaktionen stattgefunden haben, für die restliche Kontaktzeit im Becken. Die entstehende Abluft wird über einen Restozonvernichter geführt und das ozonierte Wasser aus dem Reaktor geleitet.

Der Abbau anthropogener Spurenstoffe durch Ozon zu oxidierten Metaboliten oder sogar mineralischen Produkten ist durch die Einflüsse verschiedener Wasserqualitätsparameter, wie beispielsweise pH-Wert oder Konzentration anorganischen und organischen Kohlenstoffs, auf die beiden Hauptreaktionen ein komplexer Prozess. Es ist zu beachten, dass die anthropogenen Spurenstoffe fast ausschließlich nicht mineralisiert, sondern in Stoffe umgewandelt werden, die meist polarer sind und ein geringeres Molekulargewicht besitzen. Einige der umgewandelten Spurenstoffe reagieren nicht weiter mit Ozon, sie werden ‚dead-end‘-Produkte genannt. [66] [67]

Das heißt, durch die Oxidationsvorgänge im Wasser werden die Spurenelemente zwar verändert, jedoch nicht vollständig entfernt. Aus diesem Grund reicht die reine Behandlung mit Ozon nicht aus. Diesem Verfahren werden in der Regel Sand- oder Aktivkohlefilter als biologische Nachbehandlung nachgeschaltet. Diese Stufen werden in den folgenden Unterkapiteln erläutert.

### Problemstellungen

Ein großes Problem, welches die Ozonung von Abwasser beinhaltet, ist die Bromatbildung während des Vorgangs. Aus dem Stoff Bromid kann im Verlauf der Ozonung Bromat entstehen, welches dann als stabiles Nebenprodukt aus den Reaktionen hervorgeht. [68] Gefährlich an Bromat ist, dass es eine höhere schädigende Wirkung auf den menschlichen Organismus oder Tiere hat, als die Ursprungssubstanz Bromid. Zudem ist es schwerer und nur unter anaeroben Bedingungen abbaubar und wird mit seiner toxischen Wirkung als potenziell kanzerogen eingestuft. Ozon kann über Atemwege, Haut und Augen in den Körper gelangen. Die Auswirkungen auf den menschlichen Organismus sind abhängig von der Expositionsdauer und -konzentration. Abwässer, die die Kläranlage durchfließen, sollten vor allem dann auf Bromid- oder Bromatkonzentrationen geprüft werden, wenn sich chemische Industrien oder Abfallentsorgungen im Einzugsgebiet befinden. [1] Besonders durch Chemikalien, Bleichmittel, Medikamente, Flammenschutzmittel, Kunststoffe, Deponien, Ab- und Kühlwässer aus der Industrie etc. kann Bromid ins Wasser gelangen. [69] Aber auch ohne solche Fabriken im Einzugsgebiet können die gefährlichen Stoffe auf natürlichem Wege ins Abwasser gelangen. [1] Abhängig von den geologischen Verhältnissen, können beispielsweise Niederschläge Schadstoffe in die öffentlichen Gewässer spülen. Zum Vergleich kann sich an der Trinkwasserverordnung orientiert werden. Diese gibt einen Bromat-Grenzwert von 10 µg/l vor. [70] Weil in Deutschland 8,6 % des Trinkwassers aus Uferfiltrat gewonnen wird (Stand 2013), sollte dieser Grenzwert nicht unachtsam überschritten werden. [71]

Zur besseren Einschätzung des Gefahrenpotenzials verschiedener Bromidkonzentrationen gibt das Kompetenzzentrum NRW Schwellenwerte vor. Für Bromidkonzentrationen von 0 bis 150 µg/l gibt es mögliche Ozonkonzentrationen von bis zu 0,7 gO<sub>3</sub>/gDOC. Überschreitet das Bromid jedoch die 150 µg/l, muss für die Anlagen einzeln geprüft werden, welche Ozonkonzentrationen zulässig sind. Dies sollte in Form von Versuchen ermittelt werden. [1]

Tab. 5-6: Schwellenwerte von Bromid zur Bewertung von Bromatbildung [1]

Schwellenwert Bromid	Bewertung
$C_{\text{Bromid}} \leq 100 \text{ µg/l}$	keine Limitierung bis $Z_{\text{spez}} \leq 0,7 \text{ gO}_3/\text{gDOC}$
$100 \text{ µg/l} < C_{\text{Bromid}} \leq 150 \text{ µg/l}$	keine Limitierung bis $Z_{\text{spez}} \leq 0,5 \text{ gO}_3/\text{gDOC}$ , für höhere $Z_{\text{spez}}$ sollte die Bromatbildung vorab untersucht werden
$C_{\text{Bromid}} > 150 \text{ µg/l}$	Einzelfallbewertung der Bromatbildung

Auf der Kläranlage Neugut werden bei 0,6 bis 0,8 gO<sub>3</sub>/gDOC Gefährdungen des Abwassers als sehr gering abgeschätzt, da Bromat erst bei Werten von 0,4 gO<sub>3</sub>/gDOC in messbaren Konzentrationen entsteht. Die möglichen Ozondosen hängen jedoch von der im Wasser enthaltenen Bromidkonzentration ab. [54]

Sind im Wasser bereits auffällig hohe Bromatkonzentrationen vorhanden, muss in der Regel eine Ozonbehandlung ausgeschlossen werden, da die Bromatwerte zu weit ansteigen würden. Eine weitere Problematik stellt die Nitratbelastung des Wassers dar. Da durch Ozon Nitrit zu Nitrat umgewandelt wird, steigen der Ozonbedarf und damit die Betriebskosten proportional an. Demnach sollte für eine Ozonbehandlung die Nitrifikation in der biologischen Stufe der Kläranlage einwandfrei funktionieren. Das Kompetenzzentrum NRW gibt einen zusätzlichen Bedarf von 3,43 gO<sub>3</sub>/g NO<sub>2</sub>-N an. [1]



## Projekte

Neben der zuvor genannten Kläranlage Neugut gibt es weitere Projekte, in denen Anlagen mit Ozonungsstufen ausgestattet worden sind.

Auf der Kläranlage Detmold wurde die Ozonung zunächst im Labormaßstab getestet, um geeignete Konzentrationen festzulegen. Im Weiteren wurde die großtechnische Auslegung bisweilen nur theoretisch angegangen. Dabei wurde die Ozonung mit einem Filter aus granulierter Aktivkohle (GAK) kombiniert. [58]

Bei der Abwasserreinigungsanlage Regensdorf handelt es sich um eine Anlage, die das Abwasser von 25.000 EW reinigt. Das Projekt „Strategie Mikropoll“ startete einen großtechnischen Pilotversuch in Regensdorf, um ebenfalls die Ozonung als 4. Reinigungsstufe zu testen. Das Ozon wurde verfahrenstypisch aus flüssigem Sauerstoff gewonnen. Die Versuchsdauer betrug 16 Monate. Die Ergebnisse waren insgesamt zufriedenstellend. Diverse Mikroschadstoffe sowie auch weitere ökotoxikologische Wirkungen konnten eliminiert oder die Konzentrationen gesenkt werden. Stoffe wie Carbamazepin und Diclofenac wurden in der Oxidationsstufe zu 100 % eliminiert. Das Biozid Mecoprop hingegen konnte im Gesamtklärcode im Mittel nur um 48 % reduziert werden. Eine Übersicht zu weiteren Eliminierungsraten in der Ozonung, als auch im Gesamtverfahren, ist der Anlage A zu entnehmen. Der Stromverbrauch durch die Installation einer Ozonung stieg um etwa 15 % an. [72]

Ein weiteres Projekt für die Eliminierung der Mikroschadstoffe mittels Ozon ist die Anlage Aachen-Soers. Dort wurde im Frühjahr 2018 die größte Ozonungsanlage Deutschlands in Betrieb genommen. Der Bau dieser Reinigungsstufe mit Vollstrombehandlung soll als Vorbild für weitere Projekte in diesem Bereich fungieren. [73] Die Notwendigkeit auf dieser Anlage eine 4. Reinigungsstufe zu etablieren, lag vor allem darin, dass die Kläranlage ihr Wasser in die Wurm als Vorfluter leitet, die durchschnittlich zu 80 % aus gereinigtem Abwasser besteht. [74] Das Projekt startete bereits 2013, als eine Machbarkeitsstudie zu dem Projekt in Auftrag gegeben wurde. In dieser wurde die Ozonung als das am besten geeignete Verfahren empfohlen. Mit einer 2,6 Millionen € hohen Förderung sollten mit der Anlage Versuche durchgeführt werden. Mit Probennehmern sollte ein breites Spurenstoffmonitoring aufgesetzt werden. Anhand von diesem kann im Anschluss die Veränderung der Gewässerqualität und somit die Sinnhaftigkeit der Maßnahme zur Mikroschadstoffeliminierung bewertet werden. [73]

Die Auswertung der Betriebsdaten ergab, dass die geplanten Aufenthaltszeiten des Wassers in den Ozonreaktoren (10 - 30 Minuten) während der Betriebszeit zu 60 % eingehalten wurden. Unterschreitungen dieses Zeitrahmens sind kaum aufgetreten. Überschreitungen der Aufenthaltszeit kamen vor allem dann vor, wenn nur eine der zwei vorhandenen Straßen in Betrieb war. Beim Betrieb der großtechnischen Anlage wurde für die Oxidation Ozondosen von 2,5; 3,5 und 4,5 mg O<sub>3</sub>/l gewählt, wobei sich die Variante mit 3,5

mg O<sub>3</sub>/l als Vorzugsvariante herausstellte. Die Spurenstoffanalyse ergab, dass durch die Ozonung alle untersuchten Mikroverunreinigungen reduziert worden sind. Die Reduktion nahm mit steigender Ozondosis ebenfalls zu. Beispielsweise betrug die Ablaufkonzentration bei dem Mittel Diclofenac 40 ng/l, wenn Ozondosen von 2,5 mg O<sub>3</sub>/l verwendet wurden. Bei einer Ozondosierung von 4,5 mg O<sub>3</sub>/l betrug die Diclofenac-Ablaufkonzentration lediglich noch 10 ng/l. [74]

Tab. 5-7: Auswahl an Projekten der Ozonung zur gezielten Spurenstoffelimination [50] [49]

Kläranlage	Nachbehandlung	Dosierung	Aufenthaltszeit	Literatur
		[g/m <sup>3</sup> ], [gO <sub>3</sub> /gDOC]	[min]	
<b>Deutschland</b>				
<b>Aachen-Soers (2018)</b>	Nachnitrifikation & Filtration	Q <sub>T,h,max</sub> : 0,7 gO <sub>3</sub> /gDOC Q <sub>max</sub> : 0,5 gO <sub>3</sub> /gDOC	Q <sub>max</sub> : 12 Q <sub>T,h,max</sub> : 30	Firk (2013); Rofls et al. (2016)
<b>Bad Sassendorf (2009)</b>	Schönungsteich	0,35 gO <sub>3</sub> /gDOC	Q <sub>max</sub> : 12 Q <sub>T,h,max</sub> : 40	Stapf et al. (2017)
<b>Duisburg-Vierlingen (2011)</b>	Biologische Nachbehandlung (Wirbelbett)	0,3 gO <sub>3</sub> /gDOC	> 30	Stapf et al. (2017)
<b>Schweiz</b>				
<b>ARA Neugut (2014)</b>	Sandfiltration	0,33 - 0,5 gO <sub>3</sub> /gDOC; 1,6 - 2,7 gO <sub>3</sub> /m <sup>3</sup>	Min: 13 Mittel: 37	ARA Neugut (2018)
<b>ARA Oberwynental (2016)</b>	Sandfiltration	Q <sub>TW,max</sub> : 0,7 gO <sub>3</sub> /gDOC; 5 gO <sub>3</sub> /m <sup>3</sup>	Q <sub>max</sub> : 14 Q <sub>T,h,max</sub> : 25	VSA (2017)
<b>Werdhölzli (2018)</b>	Sandfiltration	Q <sub>MW</sub> : 0,7 - 0,9 gO <sub>3</sub> /gDOC	Q <sub>max</sub> : 12 Mittel: 26	Stadt Zürich (2017); Stapf et al. (2017)
<b>Frankreich</b>				
<b>STEP de St.Pourçain (2014)</b>	Filtration	6 - 12 mgO <sub>3</sub> /l	Q <sub>max</sub> : 30	VSA (2013)
<b>STEP de Sophia Antipolis (2012)</b>	Biologische Filtration	5 gO <sub>3</sub> /m <sup>3</sup>	13 – 15	Agence de l'eau (2017)

### 5.3.2. Nachbehandlung nach oxidativer Reinigungsstufe

#### 5.3.2.1. *Adsorption in Sandfiltern*

Eine Möglichkeit, das ozonierte Abwasser nachzubehandeln, stellt der Sandfilter dar. Dabei handelt es sich um konventionelle Filter, die aufgrund chemischer und physikalischer Gesetze feste von flüssigen Bestandteilen trennen. Durch eine biologische Aktivierung des Filtermaterials durch einen sich auf der Oberfläche bildenden Biofilm wird das Wirkspektrum ergänzt. Der Filter ist so dazu fähig, Transformationsprodukte und ökotoxische Wirkungen biologisch abbauen zu können. [75]

Die Filterstufe dient in diesem Fall als Nachbehandlung der Ozonung und bleibt im Verfahren die letzte Behandlungsstufe vor dem Ablaufmessbauwerk. Der genaue Fließweg des Abwasserstroms wird in der folgenden Grafik schematisch dargestellt.

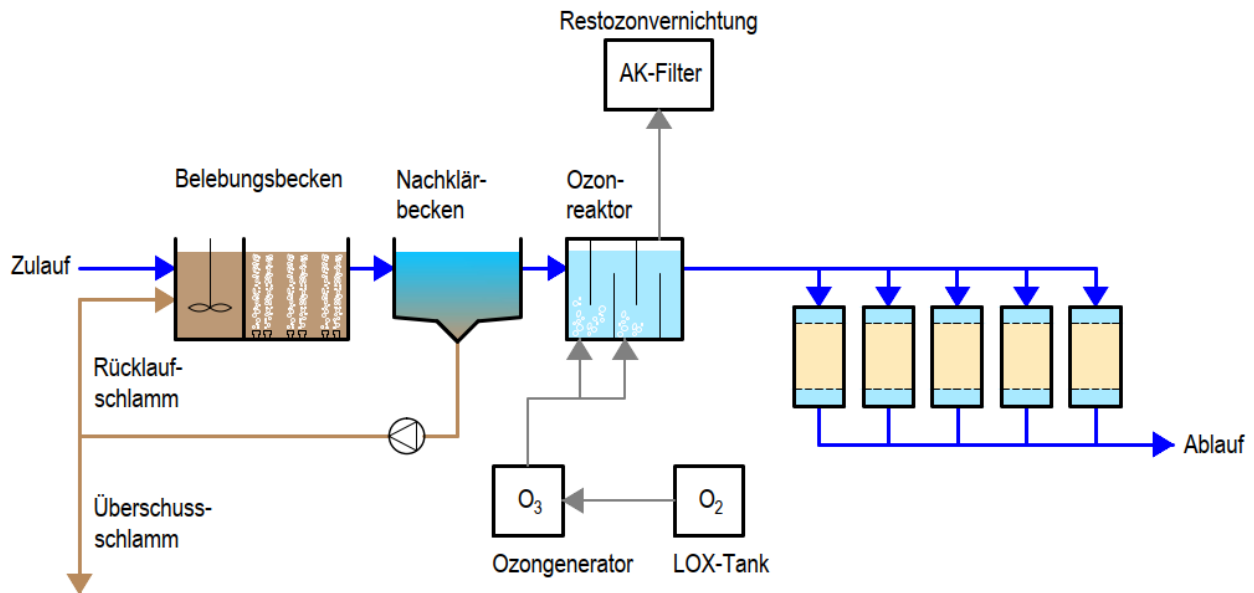


Abb. 5-8: Schema Nachschaltung der Sandfilteranlage hinter die Ozonung (eigene Darstellung)

Der Sandfilter wird als Raumfilter verwendet, der in der Regel eine Filterbetthöhe von mehr als einem Meter besitzt und dem Suspensatrückhalt durch Siebeffekte des körnigen Filtermaterials dient. Eine biologische Aktivierung des Filters ist ebenfalls möglich. Dabei kann zwischen Langsamfiltern und Schnellfiltern unterschieden werden. Auch die Bauweise und die verwendeten Materialien können variieren. Sandfilter werden typischer Weise so klassiert, dass das Abwasser zuerst das Filtermaterial mit groben Korndurchmesser und dann das dichtere Material mit feinem Korndurchmesser durchfließt. Die Speichermasse eines Filters kann so optimal ausgenutzt werden. Die größte Schicht bietet Freiräume, um die größeren Partikel zurückzuhalten. Die feinere Schicht filtert die kleinsten organischen Bestandteile aus dem Wasser. Neben diesem zweischichtigen Aufbau ist es auch möglich Einschichtfilter zu errichten. Bei diesen besteht das Material aus einer Schicht mit gleichbleibendem Korndurchmesser. [75] Die Spülung des Filters dient dem Austrag der im Filter festgesetzten Partikel. [1]

Neben dieser üblichen Ausführung gelten mittlerweile auch kontinuierlich gespülte Filter als gängige Form in der Abwasserbehandlung. Im Gegensatz zu den konventionellen Raumfiltern wird hier der Filtervorgang nicht für Rückspülungen unterbrochen. So werden beispielsweise bei einem DynaSand Filter der Firma Nordic Water die adsorbierten Stoffe parallel zum Filtervorgang immer wieder aus dem System gespült. [47] Die Umsetzung wird im Folgenden kurz erläutert. Ein Beispielfilter wird in Abb. 5-9 schematisch dargestellt.



(5 %) im Sandfilter ist, im Gegensatz zur Eliminierung in der biologischen Stufe (52 %), als gering anzusehen. Weitere positive Auswirkungen auf Ökotoxikologie, den DOC und AOC wurden ebenfalls verzeichnet. [72]

### 5.3.2.2. Adsorption an granulierter Aktivkohle

Die nachgeschaltete Adsorption an granulierter Aktivkohle ist eine weitere Möglichkeit der Nachbehandlung von ozoniertem Wasser. Sie verläuft nach dem gleichen Prinzip wie die Filtrierung mit Sand (s. Abb. 5-10) und wird in der Trinkwasseraufbereitung standardmäßig eingesetzt. Wie auch bei den Sandfiltern können bereits bestehende Filterkomponenten weiter genutzt werden. In diesem Fall wird lediglich das Filtermaterial ausgetauscht, sodass die Kammern mit einer Schüttung aus Aktivkohle anstatt Sand gefüllt sind. [39]

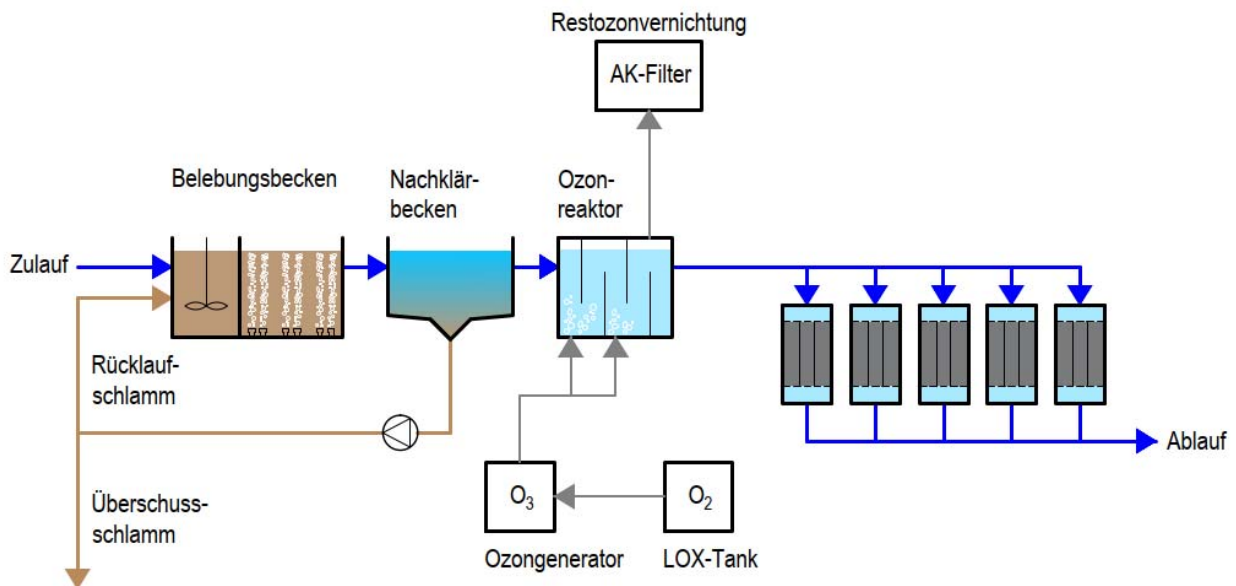


Abb. 5-10: Nachschaltung der GAK-Filtrationsanlage hinter die Ozonung (eigene Darstellung)

Das Verfahren der Adsorption mittels GAK-Filtern ist in Kap. 5.2.2 detailliert nachzulesen.

Auch hier kann die Realisierung mittels kontinuierlich durchströmter Filter erfolgen. Seit 2017 ist auf der Kläranlage Weißenburg (35.000 EW) in Bayern eine großtechnische Anlage zur Spurenstoffelimination in Betrieb. Diese besteht aus einer Ozonung sowie einer nachgeschalteten zweistraßigen kontinuierlichen Filtration mit insgesamt 8 Filtereinheiten. Es erfolgt der parallele Betrieb von Sandfiltern und Aktivkohlefiltern. Erste Messungen zeigen, dass die Kombination der Ozonung mit nachgeschalteter Aktivkohlefiltration wirksamer ist als die Kombination aus Ozonung mit Sandfiltern oder die alleinige Ozonung. Für 12 ausgewählte Indikatorsubstanzen konnte beispielsweise eine Eliminationsrate von bis zu 95 % erreicht werden. Künftig soll hier ebenfalls die Wirkweise und Eliminationsleistung von BAK-Filtern untersucht werden. [76]

### 5.3.2.3. Adsorption an pulverisierter Aktivkohle

Die Aktivkohle in pulverisierter Form wird des Öfteren als eigenständiges Verfahren der Spurenstoffelimination verwendet und wird dahingehend in Kapitel 5.2.4 detailliert beschrieben. Mittlerweile sind einige Projekte entstanden, in denen eine Ozonung mit einer PAK-Stufe zur Nachbehandlung kombiniert wird. Durch diese Kombination wird eine starke Kostenoptimierung versprochen. In beiden Verfahren können die Verbräuche der Betriebsmittel individuell geregelt und aufeinander abgestimmt werden. [77] Bei einem kombinierten Verfahren aus Ozon- und PAK- Behandlung müsste die Ozonungsstufe, ein Kontaktreaktor und zusätzlich eine weitere Nachbehandlung zur Abtrennung der pulverisierten Kohle errichtet werden. Dieser erhöhte bauliche Aufwand ist mit einer ebenfalls gesteigerten Flächen- sowie finanziellen Belastung verbunden. Dies sollte jedoch vermieden werden.

An der Verfahrenskombination Ozonung mit pulverisierter Aktivkohle wird ebenfalls großtechnisch geforscht. Ein Beispiel für durchgeführte Versuche bieten die Tests auf der Kläranlage Schwerte. Diese Anlage wurde ausgebaut und ist aktuell für eine Anschlussgröße von 50.000 EW ausgelegt. Die großtechnische Versuchsanlage ist so konzipiert, dass verschiedene Einstellungen gefahren werden können. Eine davon ist die Ozonierung in Kombination mit einer Pulveraktivkohleadsorption im Ablauf der Nachklärung mit anschließender PAK-Rückführung in den Zulauf der Nachklärung. Die oxidative Stufe enthält in diesem Fall sechs Reaktoren mit jeweils einem Volumen von 32 m<sup>3</sup>. Die adsorptive Stufe besteht aus drei Behältern und einem Gesamtvolumen von 450 m<sup>3</sup>. Die PAK wird in den Zulauf der Adsorptionsstufe dosiert. Durch ansteigende PAK-Dosierungen wurden in den Versuchen höhere Eliminierungsraten erzielt. Der Stoff Amidotrizoesäure konnte bei einer Dosierung von 5 mgPAK/l um 1 bis 10 % in der Adsorptionsstufe eliminiert werden. Bei einer Dosierung von 10 mgPAK/l betrug die Eliminierungsrate 11 bis 24 %. Bei einer Erhöhung der Dosis von 15 auf 20 mgPAK/l konnten keine großen Verbesserungen mehr festgestellt werden. [78]

Aufgrund des zuvor erwähnten hohen verbundenen Aufwands für die Errichtung einer Nachbehandlung mit PAK wird dieses Verfahren im weiteren Verlauf der Arbeit nicht weiter betrachtet.

## 5.4. Vor- und Nachteile der Verfahren

Die einzelnen Verfahren sind, wie bereits zuvor diskutiert, sehr unterschiedlich. Jedes Verfahren weist sowohl gewisse Vorteile als auch Nachteile auf. Eine Übersicht hinsichtlich ausgewählter Bewertungskriterien ist in der folgenden Tab. 5-8 dargestellt. Die Abstufungen '+ + ' bis '- - ' sind immer auf den Vergleich der Verfahren bezogen und somit relative Bewertungen.

Tab. 5-8: Eignung betrachteter Verfahren zur gezielten Spurenstoffelimination (nach [4] [7] [12] [43] [53] [67] [79])

Verfahren	Vor-/Nachbehandlung	Breitbandwirkung	Investitionskosten	Betriebskosten	Transformationsprodukte	Betriebsmittelverbrauch	Integration in Bestand	Platzbedarf	Sicherheit	Betriebsstabilität
<b>Ozon</b>	o	+	-	o	--	+	+	+	-	+
<b>GAK</b>	++	o	+	-	++	o	+	++	o	o
<b>PAK</b>	o	o	o	-	++	o	+	--	o	+
<b>BAK</b>	o	++	--	o	-	?	+	-	+	+

Bei der Ozonung von Abwasser entstehen Transformationsprodukte, wie beispielsweise Bromat, die unter Umständen toxisch oder kanzerogen wirken können. [66] Aus diesem Grund ist beim Einsatz der Ozonung zur gezielten Spurenstoffelimination eine Nachbehandlungsstufe notwendig. Kombiniert man die Ozonung mit beispielsweise BAK-Filtern, so kann die Menge an einzusetzendem Ozon reduziert werden und im Ablauf sind geringere Mengen an Transformationsprodukten enthalten als bei der reinen Ozonung. Beim Einsatz der adsorptiven Verfahren als Hauptverfahren entstehen keine Transformationsprodukte. [52] Beim Einsatz von PAK entfällt die Stufe zur Nachbehandlung allerdings nicht. Hier ist zwar keine Entfernung von Transformationsprodukten erforderlich, hingegen aber die Abtrennung der PAK aus dem gereinigten Abwasserstrom. Für das Verfahren der Adsorption an GAK und BAK ist grundsätzlich kein Nachbehandlungsverfahren erforderlich, da es in der Regel nicht zum Austrag der Aktivkohle aus dem Filter kommt.

Inwiefern eine Vorbehandlung erforderlich ist, hängt bei allen Verfahren von der Reinigungsleistung der Nachklärung ab.

Der zusätzliche Platzbedarf für die Realisierung der 4. Reinigungsstufe wird für Anlagen mit PAK-Dosierung in einem separaten Kontaktbecken am größten eingeschätzt. Für Anlagen mit GAK-Filtern wird im Vergleich dazu nur wenig Platz benötigt. In der Planung sollte in jedem Fall geprüft werden, ob schon vorhandene Anlagenteile für die Umsetzung genutzt werden können. Grundsätzlich sind alle Verfahren gut in den Bestand integrierbar. Die Adsorption an PAK stellt als grundlegendes Verfahren im Gegensatz zu den anderen Varianten ein Verfahren mit recht geringem verfahrenstechnischem Aufwand dar. [4]

In Bezug auf die Betriebsstabilität sind die Verfahren der Ozonung und der PAK-Adsorption vorteilig zu nennen, da durch Anpassung der Dosierung auf Belastungsschwankungen innerhalb der Anlage reagiert werden kann. Zusätzlich kann bei einer Ozonung mit ausreichend hoher Dosierung eine Desinfektionswirkung erzielt werden. [7]



Wie hoch die Eliminationsleistung bezogen auf einzelne anthropogene Spurenstoffe ist, hängt entscheidend von den gewählten Verfahren ab. Durch eine Ozonung werden bei einer Dosierung von  $z = 0,7 - 0,8 \text{ mgO}_3/\text{mgDOC}$ , bzw. etwa  $5 \text{ g O}_3/\text{m}^3$ , die meisten Substanzen zu über 80 % entfernt, darunter die Indikatorsubstanzen Carbamazepin, Diclofenac, Benzotriazol und Acesulfam, unter anderem auch die Stoffe Sulfamethoxazol, Clarithromycin, Bezafibrat, Mecoprop, Metoprolol sowie Estron, Estradiol und Ethinylestradiol. Schlecht entfernt werden Röntgenkontrastmittel, Atrazin, Clofibrinsäure, Diuron und Ibuprofen. Bei der Adsorption an Aktivkohle (GAK und PAK) werden die Indikatorsubstanz Benzotriazol sowie die Spurenstoffe Carbamazepin und Diclofenac ‚sehr gut‘ bis ‚gut‘ entfernt. Acesulfam, Sulfamethoxazol, Röntgenkontrastmittel und Primidon können ‚mittel‘ bis ‚schlecht‘ entfernt werden und die Substanzen EDTA, MTBE und ETBE sind nicht adsorbierbar. Beim Verfahren der Adsorption an BAK mit vorgeschalteter Ozonung wurden auf der Kläranlage Detmold (Ozondosis  $z = 2 \text{ mgO}_3/\text{l}$ , etwa 9.000 BV, Leerbettkontaktzeit 50 Min) die Substanzen Diclofenac, Carbamazepin, Naproxen, Sotalol, Clarithromycin, Phenazon, Iopromid, Bezafibrat, Sulfamethoxazol, Bisoprolol, Oxazepam und Terbutryn vollständig entfernt. Zudem konnten Benzotriazol, Metoprolol und Amidotrizoesäure zu über 80 % eliminiert werden. [52] [79]

In Türk et al. (2013) werden die Investitions- und Betriebskosten der Ozonung und Adsorption an PAK anhand von Erfahrungswerten aus großtechnischen Versuchen und Anlagen aufgeführt. Den größten Anteil der Betriebskosten machen dabei die Kosten für die Betriebsmittel aus. Der Betriebsmittelbedarf kann anhand verschiedener Erfahrungswerte grob abgeschätzt werden. Für eine Ozonung sind meist Dosiermengen  $5 \text{ gO}_3/\text{m}^3$  ausreichend, um das Reinigungsziel zu erreichen. Nach DWA (2015) werden für eine PAK-Dosierung  $15 \text{ gPAK}/\text{m}^3$  als Dosierungsmenge vorgeschlagen. Erfahrungswerte einiger kommunaler Kläranlagen zeigen Schwankungen im Bereich von  $10 \text{ gPAK}/\text{m}^3$  bis etwa  $20 \text{ gPAK}/\text{m}^3$ . Für einen Filter mit GAK ergeben sich nach Bolle und Pinnekamp (2011) Dosiermengen von etwa  $10 - 30 \text{ gGAK}/\text{m}^3$ . Die Höhe der Betriebskosten beim Einsatz von GAK und BAK-Verfahren hängt jedoch im Wesentlichen von der Standzeit und dem Marktpreis der Kohle sowie den Stromkosten für die Filtrerrückspülung und ein Zwischenpumpwerk ab. Bei guter Vorreinigung in der Kläranlage können längere Standzeiten erreicht werden und die Anzahl an Rückspülungen ist geringer. Dies senkt folglich die Kosten für den Aktivkohleaustausch bzw. die Regeneration sowie die Kosten für den Stromverbrauch. Biologisch aktivierte Aktivkohlefilter müssen seltener regeneriert werden als herkömmliche GAK-Filter und sie besitzen eine längere Lebensdauer, wodurch auch die Menge an nicht wiederverwendbarer GAK reduziert wird. [7] [12] [40] [43] [51] [58] [79]

Bei den Investitionskosten überwiegen die Baukosten. Örtliche Randbedingungen wie beispielsweise die Höhenlage der Becken sowie ggf. vorhandene Anlagenressourcen, die genutzt werden können, müssen jedoch bei jeder genauen Kostenauslegung mit einbezogen werden. In den Berechnungen von Türk et al. (2013) werden beispielhaft die Kosten der Ozonung ohne Nachbehandlungsstufe sowie die Kosten für eine Adsorption an PAK mit separatem Kontaktbecken mit anschließender PAK-Abtrennung ermittelt. Die Investitionskosten der Adsorption an PAK sind in diesem Fall höher als die einer Ozonung. Dies liegt vor allem



daran, dass für eine PAK-Stufe größere und auch zusätzliche Bauwerke benötigt werden. Zudem wird neue Maschinenteknik für die Lagerung und Dosierung der PAK benötigt. Die Investitionskosten für eine Adsorption an GAK und BAK als grundlegendes Verfahren sind im Wesentlichen von der Größe der Filter, welche für eine ausreichende Kontaktzeit relevant ist, abhängig. Die Investitionskosten sind gegenüber den anderen Verfahren durch geringere Bau- und Maschinenteknik niedriger einzuschätzen. Wird die Adsorption an BAK oder GAK als Nachbehandlungsverfahren mit vorgeschalteter Ozonbehandlung eingesetzt, lassen sich die insgesamt anfallenden Investitionskosten im Vergleich als am höchsten abschätzen. [43] [79]

Ob die durch die 4. Reinigungsstufe entstehenden zusätzlichen Kosten und der Energiebedarf in einem angemessenen Kosten/Nutzen-Verhältnis stehen, ist noch nicht ausreichend nachgewiesen. Problematisch ist, dass es neben dem punktuellen Eintrag von Mikroschadstoffen in Gewässer durch den Kläranlagenablauf auch viele weitere diffuse Eintragsquellen gibt. Ob die Reduktion im Kläranlagenablauf tatsächlich zu einer Verbesserung der ökologischen Parameter im Gewässer führt, ist künftig weiter zu untersuchen und nachzuweisen. [7]

## 6. Kläranlage Wachtberg-Züllighoven

### 6.1. Ermittlung der Grundlagendaten

#### 6.1.1. Einzugsgebiet

Die Kläranlage Wachtberg-Züllighoven liegt nordöstlich der Ortslage Züllighoven in Nordrhein-Westfalen und dient der kommunalen Abwasserreinigung. Angeschlossen sind die Ortsteile Wachtberg-Züllighoven, Wachtberg-Werthhoven und Remagen-Oedingen. Die Entwässerung des Gebietes erfolgt im Mischsystem.

Die Kläranlage wurde für 4.900 Einwohnerwerte (EW) ausgelegt. Mit Datum vom 30.06.2019 waren insgesamt 3.536 EW an die Anlage angeschlossen. Daraus ergibt sich eine Auslastung von 87,5 %.

Nach der Behandlung leitet die Kläranlage das gereinigte Abwasser in den Mehlemer Bach (Gewässerabschnittsname bei Einleitung: Züllighovener Bach) ein, welcher direkt an der Kläranlage entlang verläuft.

In dem häuslichen Einzugsgebiet sind keine markanten Einleiter wie z. B. Krankenhäuser, Pflegeheime, Industrie/Gewerbe oder Deponien vorhanden.

#### 6.1.2. Abwasserbehandlungsverfahren

Die Inbetriebnahme der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven erfolgte im Jahr 1993. Im Folgenden sind die einzelnen Verfahrensschritte der Abwasser- und Schlammbehandlung ausführlich beschrieben und in einem Fließschema dargestellt.

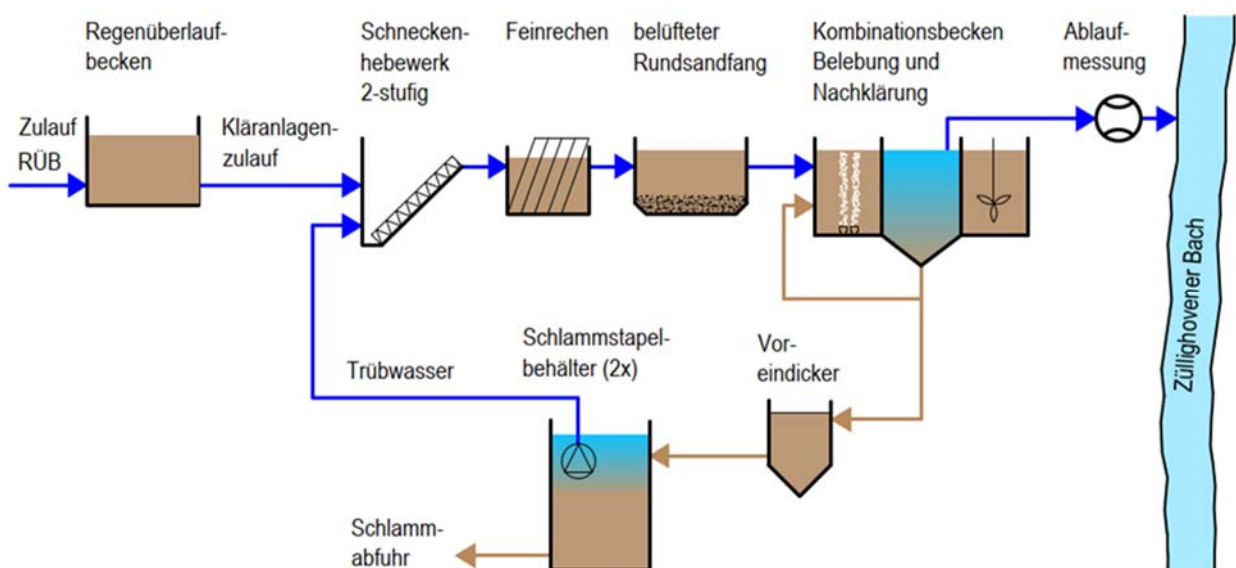


Abb. 6-1: Fließschema der Kläranlage

### Kläranlagenzulauf

Das aus dem Netz zufließende Wasser wird zuerst in ein Regenüberlaufbecken mit einem Volumen von 650 m<sup>3</sup> gespeichert. Durch einen mittels IDM gesteuerten Schieber wird es auf einen Durchfluss von 40 l/s gedrosselt und der etwa 200 m entfernt gelegenen Kläranlage zugeleitet. Um das Wasser die Kläranlage im Freigefälle passieren zu lassen, wird es mittels zweier redundant ausgelegter Schnecken (je 400 mm Durchmesser) angehoben.

### Mechanische Reinigung

Nach dem Schneckenhebewerk durchläuft das Abwasser die mechanische Reinigungsstufe. Diese dient der Entfernung der im Abwasser befindlichen Grob- und Störstoffe und besteht aus einem Feinrechen mit dazugehöriger Rechengutwaschpresse. Im Anschluss an den Wasch- und Pressvorgang wird das Rechengut mittels Förderschnecke in einen 1,1 m<sup>3</sup> Rollcontainer im Inneren des Rechengebäudes befördert. Für einen Störfall oder Wartungsarbeiten an der Anlage ist ein Notumlauf mit Stabrechen vorhanden.

Dem Rechen ist ein belüfteter Rundsandfang mit 3,0 m Durchmesser nachgeschaltet, in dem sich Sand, Kies, Splitt und andere mineralische Bestandteile am Beckenboden absetzen. Der Trennungs- und Absinkvorgang wird durch die Strömungsverhältnisse im Becken bestimmt. Durch die tangentielle Zuführung des Wassers wird im Becken eine Kreisbewegung erzeugt, wodurch es in der Mitte zu einer Aufwärtsströmung kommt und leichtere Stoffe aufschwimmen, während schwerere Stoffe am seitlichen Beckenrand sedimentieren. Durch den Lufteintrag in die Trichterspitze werden am Sand anhaftende Organikanteile ausgewaschen und die Flotation der Schwimmstoffe unterstützt. Der Kompressor für den Druckluftheber ist im Rechengebäude untergebracht. Der in den Trichter sedimentierte Sand wird mittels einer Sandförderpumpe abgezogen und dem im Rechengebäude installierten Sandwäscher zugeführt. Durch Sedimentationsvorgänge in diesem Trichter kann der Sand zum Teil entwässert werden, bevor er durch eine regelbare Öffnung an der Trichterspitze in den darunter stehenden 1,1 m<sup>3</sup> Container fällt. Der Container wird mittels Saugwagen leer gepumpt.

Nachdem das Wasser den Sandfang durchlaufen hat, fließt es über eine Schwelle ab und gelangt zum Schwimmstoffabscheider mit einer Beckenoberfläche von 7 m<sup>2</sup>. Über eine verstellbare Schwelle gelangen die Schwimmstoffe in den daneben liegenden Schwimmstoffsammelschacht. Diese werden von Hand abgeschöpft und durch eine Fachfirma entsorgt. Das Wasser aus dem Sammelschacht wird zurück in den Kläranlagenzulauf gepumpt. Der Zulauf zur Belebungsstufe erfolgt aus dem Schwimmstoffabscheider.

### Biologische Reinigung

Nach der mechanischen Reinigung folgt die biologische Behandlung des Abwassers. Allgemein werden in dieser Stufe der Stickstoff-, Phosphor-, und Kohlenstoffgehalt des Abwassers durch Bakterien im Belebtschlamm abgebaut. Auf der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven ist die biologische Reinigungsstufe als Kombinationsbecken ausgeführt. Der außenliegende Ring bildet die Belebung mit einem Volumen von 1.080 m<sup>3</sup>. Um optimale Sauerstoffverhältnisse für die Mikroorganismen des Nitrifikationsvorgangs zu schaffen, erfolgt der Eintrag von Luft über insgesamt 5 Belüftungseinrichtungen (Membranrohrbelüfter). Diese sind in einer Beckenhälfte hintereinander angeordnet. Die dafür erforderliche Gebläsestation (2 Aerzen Delta Blower) sowie der Schaltschrank sind in einem nebenstehenden Gebäude untergebracht. Zwei gegenüberliegend angeordnete Rührwerke sorgen im Becken für eine radiale Durchströmung. Das Wasser im Belebungsbecken passiert im Wechsel die belüftete und die unbelüftete Zone, sodass Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgänge stattfinden können.

Das Abwasser-/Belebtschlammgemisch strömt über eine Überfallkannte in einen Schacht und von dort aus in das Nachklärbecken, dem inneren Teil des Kombinationsbeckens. In der Nachklärung wird der Belebtschlamm durch Sedimentationsvorgänge vom geklärten Wasser getrennt. Das Nachklärbecken hat einen Durchmesser von 13,0 m, woraus sich eine Oberfläche von etwa 133,0 m<sup>2</sup> ergibt. Sie besitzt die Form eines Trichterbeckens mit einer Randtiefe von 3,0 m.

Zur Phosphorelimination wird im Schacht zwischen Ablauf der Belebung und Zulauf der Nachklärung Eisen-III-Chloridsulfat-Lösung als Fällmittel (Ferrifloc der Fa. KRONOS ecochem) hinzugegeben. Die vorhandene Fällmitteldosieranlage befindet sich neben dem Rundsandfang.

Das gereinigte Abwasser wird über eine Überfallschwelle in die Ablaufrinne geleitet und dem Ablaufmessschacht zugeführt. Von dort erfolgt die Einleitung in den Züllighovener Bach.



Abb. 6-2: Kombinationsbecken

### Schlammbehandlung

Der sedimentierte Belebtschlamm aus dem Nachklärbecken wird über ein Bodenräumschild in die Trichterspitze geschoben und von dort abgezogen. Als Rücklaufschlamm wird er zurück in ein Schachtbauwerk am äußeren Rand des Kombinationsbeckens geleitet, mittels einer Pumpe angehoben und erneut dem Belebungsbecken zugeführt. In diesem Schachtbauwerk erfolgt außerdem der Abzug des Überschussschlammes mittels einer Tauchmotorpumpe in den direkt daneben liegenden Voreindicker mit einem Fassungsvermögen von 25 m<sup>3</sup>.

Vom Voreindicker wird der Überschussschlamm mittels einer Tauchmotorpumpe den beiden Schlammspeichern mit einem Fassungsvermögen von insgesamt 567 m<sup>3</sup> zugeführt. Das hier abgezogene Trübwasser wird erneut dem Zulauf zugegeben. Der anfallende Schlamm wird zu 100 % landwirtschaftlich verwertet.





Abb. 6-3: Schlammstapelbehälter

## 6.2. Standardabwasserparameter und Reinigungsleistung

Eine gut funktionierende Kläranlage mit einem niedrigen CSB-Gehalt bzw. DOC-Gehalt sowie geringem AFS im Ablauf stellt eine ideale Voraussetzung für die Spurenstoffelimination dar. Die standortspezifischen stofflichen Belastungen der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven sind bei der Auswahl eines geeigneten Verfahrens zur Spurenstoffelimination mit einzubeziehen. Nach der Machbarkeitsstudie des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe NRW sind die Belastungen der letzten drei bis fünf Jahre zu betrachten. [6]

Die Anforderungen an die Einleitung des behandelten Abwassers in den Vorfluter sind in Anhang 1 der Abwasserverordnung (AbwV) nach Größenklassen festgelegt. [80] Die Kläranlage Wachtberg-Züllighoven ist der Größenklasse 2 zuzuordnen. Neben den Anforderungen aus der AbwV können durch die obere Wasserbehörde in der wasserrechtlichen Erlaubnis zusätzlich strengere Einleitwerte für den Ablauf der Kläranlage vorgeschrieben werden. Diese Anforderungen beziehen sich auf die Grenzwerte der Standardparameter wie den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB), biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>), Ammoniumstickstoff (NH<sub>4</sub>-N) oder Phosphor (P<sub>ges</sub>).

Im Folgenden werden die in den letzten Jahren gemessenen Ablaufwerte (01.01.2015 - 31.12.2019) der Kläranlage mit den Vorgaben der Verordnungen verglichen. Auf Datengrundlage der Jahresberichte der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven sind diese Werte in *Tab. 6-1* zusammengestellt.

Tab. 6-1: Ablaufwerte Kläranlage Wachtberg-Züllighoven (01.01.2015 – 31.12.2019)

	BSB <sub>5</sub> [mg/l]	CSB [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	P <sub>ges</sub> [mg/l]
<b>Minimalwert</b>	1,0	8,1	0,01	0,22
<b>Maximalwert</b>	14,0	40,1	6,99	1,16
<b>Mittelwert</b>	<b>2,8</b>	<b>15,4</b>	<b>0,18</b>	<b>0,47</b>
<b>Vorgabe nach AbwV (GK 2)</b>	25,0	110	-	-
<b>Vorgabe nach Erlaubnisbescheid</b>	10,0	50,0	6,00	1,00

Die Vorgaben der Abwasserverordnung und die des Erlaubnisbescheids werden im Normalbetrieb der Anlage eingehalten und zum Teil bei weitem unterschritten. Bei den gemessenen Maximalwerten der Ablaufkonzentration kommt es zu leichten Überschreitungen der Einleitwerte, diese sind allerdings seltene Ausreißer.

Aus den Jahren 2015 bis 2019 ergibt sich eine mittlere NH<sub>4</sub>-N-Konzentration im Ablauf von 0,18 mg/l, diese liegt deutlich unter dem vorgegebenen Grenzwert von 6 mg/l. Der Maximalwert von 6,99 mg/l (Jahr 2019) übersteigt diesen Wert in 2019 gering, die Maximalwerte der Jahre 2015 – 2018 überschreiten einen Wert von 0,9 mg/l nicht.

Ähnlich ist dies bei dem Summenparameter BSB<sub>5</sub>, welcher im Mittel bei 2,8 mg/l liegt und damit den einzuhaltenden Grenzwert von 10 mg/l unterschreitet.

Tab. 6-2: Biologischer Wirkungsgrad Kläranlage Wachtberg-Züllighoven (01.01.2015 – 31.12.2019)

	mittl. biologischer Wirkungsgrad [%]	min. biologischer Wirkungsgrad [%]	max. biologischer Wirkungsgrad [%]
<b>2015</b>	97,9	96,0	98,7
<b>2016</b>	98,3	96,7	99,2
<b>2017</b>	97,7	94,3	98,8
<b>2018</b>	98,7	95,0	99,5
<b>2019</b>	98,0	95,6	99,4
<b>Mittelwert</b>	<b>98,1</b>		

Die Ablaufwerte für die CSB-Konzentration liegen zwischen minimal 8,1 und maximal 40,1 mg/l und einem Mittelwert von 15,4 mg/l. Der biologische Wirkungsgrad der Anlage liegt für die Jahre 2015 – 2019 im Mittel bei 98,12 % und ist somit als gut zu bewerten. Dies wird Tab. 6-2 aufgeführt.

Die Trübung wird täglich mittels einer Trübungssonde, welche die Messwerte in NTU (Nephelometric Turbidity Unit) ausgibt, im Ablaufschacht der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven gemessen. Den Angaben des Kläranlagenpersonals zu Folge, kam es in den letzten Jahren zu keinen größeren Störfällen beim Betrieb der Trübenungsmessung. Die Sonde wird regelmäßig gereinigt, um Messungengenauigkeiten und -fehler durch Verschmutzungen bzw. Ablagerungen zu vermeiden.

Die monatlichen Mittelwerte der vergangenen Jahre zeigen Trübungswerte von 2,6 bis 3,9 NTU. Zum besseren Vergleich: Trinkwasser zeigt NTU Werte von 0,05 – 0,5 auf. Bei ungereinigtem Abwasser sind dies 100 – 2.000 NTU. [81] Es ist also eine deutliche Verbesserung der Wassertrübung und damit auch Qualität zu verzeichnen, die jedoch noch nicht den Anforderungen an die Trinkwasserqualität entspricht.

Für eine Bewertung hinsichtlich der 4. Reinigungsstufe wäre die Angabe der Feststoffkonzentration in mgAFS/l von Bedeutung. Die Trübungsmessung kann hier aber nur einen Hinweis auf den Schwebstoffgehalt des Abwassers geben. Eine einfache Umrechnung dieser Trübungsmesswerte ist nicht möglich, da die Messung von der Streuung des einfallenden Lichtes, von Form und Größe der im Wasser verteilten Partikel sowie von den Eigenschaften des jeweils verwendeten Gerätes abhängig ist. Über die Aufnahme einer Kalibrierungskurve (Trübung zu Feststoffkonzentration) im Labor könnte der Feststoffgehalt für ein bestimmtes Medium annähernd über die Trübung ermittelt werden. Da sich Abwasser in seiner Zusammensetzung verändert, ist dies quasi nicht möglich. [82] Ohne eine Kalibrierungskurve lässt sich das Verhältnis nur grob mit 1 NTU = 2,5 mg AFS/l abschätzen [83].

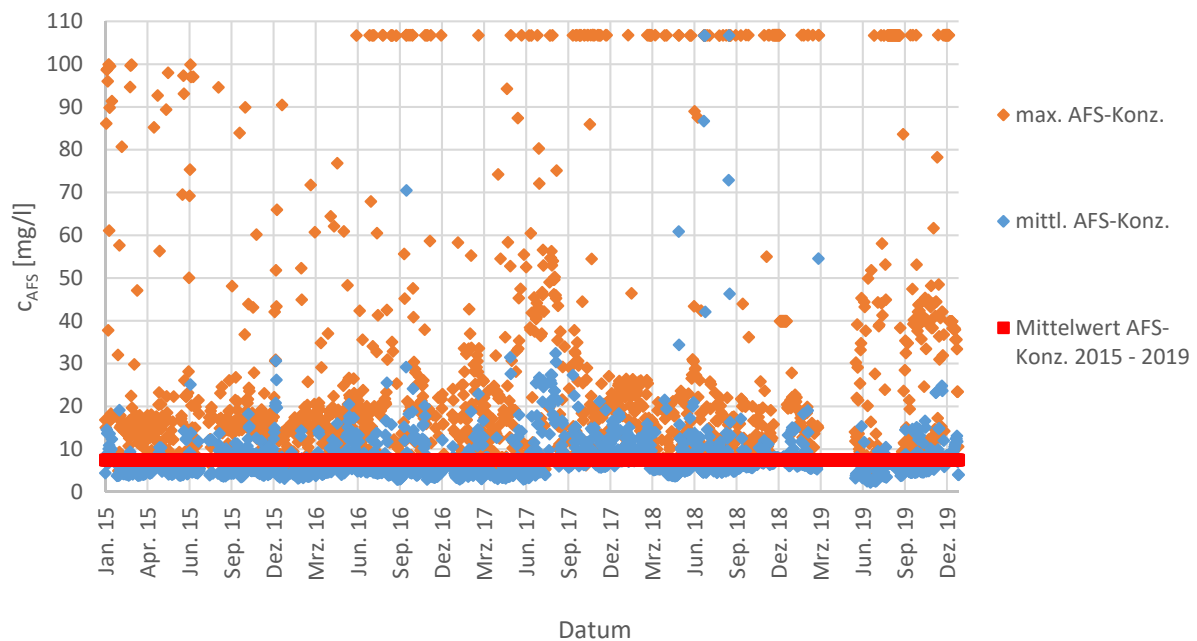
Die gemessenen Trübungswerte sowie die daraus ermittelten AFS-Konzentrationen sind in der folgenden Tabelle übersichtlich dargestellt. Wie bereits erwähnt, ist hier unbedingt die Kritik an dem gewählten Umrechnungsverfahren zu beachten.

Tab. 6-3: Mittlere Trübung und berechnete AFS-Konzentration

	Trübung [NTU]	AFS-Konzentration [mg/l]
<b>2015</b>	2,59	6,48
<b>2016</b>	2,79	6,99
<b>2017</b>	3,47	8,67
<b>2018</b>	3,86	9,65
<b>2019</b>	2,91	7,27
<b>Mittelwert</b>	<b>3,15</b>	<b>7,42</b>



Für den Zeitraum 2015 – 2019 liegt die Trübung im Ablauf der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven im Mittel bei 3,15 NTU. Umgerechnet mit dem zuvor genannten Faktor 2,5 ergibt sich daraus eine berechnete AFS-Konzentration von 7,42 mg/l. Für eine gut funktionierende und wirtschaftliche 4. Reinigungsstufe müsste die Nachklärung bei schlechten Ablaufwerten (erkennbar durch AFS-Konzentrationen von 15 - 20 mg/l) optimiert werden. Dies ist auf der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven nicht der Fall, die Nachklärung ist insgesamt sehr positiv zu bewerten. Die Ergebnisse liegen deutlich unter dem Bewertungskriterium von 15 – 20 mg<sub>AFS</sub>/l. Um dies zu verdeutlichen, sind die berechneten AFS-Konzentrationen noch einmal graphisch abgebildet. In *Abb. 6-4* sind sowohl die maximalen als auch die mittleren AFS-Konzentrationen dargestellt. Die rote Linie kennzeichnet den Mittelwert der mittleren AFS-Konzentration für den gesamten Zeitraum 2015 - 2019. Zu erkennen ist, dass die Ablaufwerte, insbesondere für die mittlere AFS-Konzentration, weitestgehend konstant sind. Vereinzelt kommt es bei den Messungen der Maximalwerte zu Überschreitungen der Grenze von 15 – 20 mg<sub>AFS</sub>/l. Dieser Anteil ist im Vergleich zur gesamten Datendichte allerdings so gering, dass er vernachlässigt werden kann.



*Abb. 6-4: Jahresgang der berechneten AFS-Konzentration im Ablauf der Kläranlage*

Nitrit ist ein weiterer Parameter, der für die Auslegung der 4. Reinigungsstufe relevant ist. Hohe Konzentrationen dieses Stoffes haben Einfluss auf die Ozonzehrung, da Nitrit bei der Ozonung zu Nitrat chemisch oxidiert werden kann. Deshalb ist für einen optimalen Betrieb der Ozonung eine gut funktionierende Nitrifikation in der biologischen Stufe von Bedeutung. Der spezifische Ozonbedarf ist mit etwa 3,43 g<sub>O3</sub>/g<sub>NO2-N</sub> anzusetzen.

Tab. 6-4: NO<sub>2</sub>-Konzentration im Ablauf der Kläranlage (01.01.2015 - 31.12.2019)

Jahr	mittl. NO <sub>2</sub> -N [mg/l]	max. NO <sub>2</sub> -N [mg/l]
2015	2,76	13,82
2016	0,07	0,37
2017	0,06	0,25
2018	0,06	0,26
2019	0,07	0,30
<b>Mittelwert 2016 – 2019</b>	0,06	0,29

Tab. 6-4 zeigt die jährlichen Mittel- und Maximalwerte der NO<sub>2</sub>-N-Konzentration von 2015 bis 2019. Da die Werte in 2015 sehr stark von denen der übrigen Jahre abweichen, werden diese als nicht repräsentativ erachtet. Der Mittelwert über den gesamten Betrachtungszeitraum wird deshalb nur aus den Jahren 2016 - 2019 ermittelt und ergibt sich zu 0,06 mg/l.

Insgesamt ist die Reinigungsleistung der Anlage bzw. die Qualität des eingeleiteten Wassers in den letzten Jahren auf Grundlage dieser Daten als gut zu bewerten. Eine gut funktionierende Kläranlage mit einem niedrigen CSB-Gehalt, bzw. DOC-Gehalt sowie geringem AFS im Ablauf stellt eine ideale Voraussetzung für die Spurenstoffelimination dar. [84]

### 6.3. Spurenstoffmonitoring

#### 6.3.1. Vorgehen beim Spurenstoffmonitoring

Im Vergleich zur Analyse gängiger Abwasserparameter ist die Spurenstoffanalyse aufgrund der geringen Konzentrationen der Stoffe im Wasser komplexer. Auch ist der Vergleich von Ergebnissen bei einer Analyse von Spurenstoffbelastungen immer kritisch zu betrachten, da bisher kein normiertes Verfahren zur Ermittlung der Messwerte existiert. [7] Die Analysen können sich in Art und Ort der Probenahme, Probenlagerung und -aufbereitung sowie der Analysemethoden und Auswertung unterscheiden, was sich auf die zu ermittelnden Daten auswirkt.

Vom Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW wird im Leitfaden zur Planung und Dimensionierung von Anlagen eine Anleitung zur Durchführung des Spurenstoffmonitorings gestellt. Da es keine weiteren gesetzlichen Vorschriften zur Untersuchung des Abwassers zur Auslegung einer 4. Reinigungsstufe gibt, wird sich lediglich an diesem orientiert. Der Leitfaden sieht im ersten Schritt die Kontrolle der Standardparameter im Ablauf der Kläranlage vor. Da für die Verfahrenswahl der DOC bzw. CSB eine große Rolle spielt, sind diese Werte besonders wichtig. Hohe Feststoffgehalte können vor allem störend sein, wenn sie die Poren von

GAK verschließen und so die Adsorptionsfläche verkleinern. [1] Die Analysewerte der Standardparameter wurden bereits in Kap. 6.2 dargestellt.

In einem weiteren Schritt sind mit Probenehmern auf der Kläranlage Wasserproben zu nehmen. Die Probenehmer sollten am Zulauf der Belebung und Ablauf der Nachklärung platziert werden. Um die Belastung des Vorfluters zu beurteilen, werden ebenfalls Probenehmer im Gewässer vor und nach dem Kläranlagenablauf installiert. In einem Labor sind die Proben auf die Konzentrationen der geforderten Spurenstoffe zu prüfen. [1] Eine Auswahl der zu prüfenden Spurenstoffe wird in *Tab. 6-5* dargestellt.

Ob die gesamten gelisteten Substanzen untersucht oder welche von der Liste gestrichen bzw. ergänzt werden sollten, muss mit der zugehörigen Wasserbehörde abgestimmt werden. Neben der Substanz und anzuwendender Analysemethode, werden das zugehörige Bewertungskriterium und die Bestimmungsgrenze aufgelistet. Das Bewertungskriterium gibt dabei die Konzentration in  $\mu\text{g/l}$  an, die maximal vom jeweiligen Stoff im Ablauf der Kläranlage vorhanden sein sollte. Die Bestimmungsgrenze gibt die benötigte Messgenauigkeit der Analysegeräte an, die für verwertbare Ergebnisse eingehalten werden sollte.

Im ersten Durchlauf werden zwei 24 h-Mischproben bei Trockenwetter mit den Probenehmern aus dem Wasser gezogen. Zwei weitere 24 h-Mischproben werden im Regenwetterfall genommen. Diese Messungen verschaffen einen ersten Überblick, welche im Wasser befindlichen Substanzen ein Problem darstellen könnten. [1]

Tab. 6-5: Leitsubstanzen und Bewertungskriterien für das erweiterte Monitoring [1]

Substanzgruppe	Substanz	Bewertungskriterium c [ $\mu\text{g/L}$ ]	Bestimmungsgrenze (BG) c [ $\mu\text{g/L}$ ]	Analyse- methode
Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite	Carbamazepin	0,5 <sup>1)</sup>	0,03	LC-MS/MS
	Clarithromycin	0,1 <sup>1)</sup>	0,03	LC-MS/MS
	Ciprofloxacin	0,036 <sup>2)</sup>	0,01	LC-MS/MS
	Diclofenac	0,05 <sup>1)</sup>	0,015	LC-MS/MS
	Ibuprofen	0,01 <sup>1)</sup>	0,003 (derzeit messbar 0,01)	LC-MS/MS
	Metoprolol	7,3 <sup>1)</sup>	0,03	LC-MS/MS
	Sulfamethoxazol	0,6 <sup>1)</sup>	0,03	LC-MS/MS
	Valsartan	0,1 <sup>3)</sup>	0,03	LC-MS/MS
	Losartan	0,1 <sup>3)</sup>	0,03	LC-MS/MS
	Candesartan	0,1 <sup>3)</sup>	0,03	LC-MS/MS
	Gabapentin Guanylharnstoff	0,1 <sup>3)</sup>	0,03	LC-MS/MS
Östrogene	17- $\alpha$ -Ethinylestradiol	0,000 035 <sup>1)</sup>	0,000 035 <sup>4)</sup> (derzeit messbar 0,000 4)	GC-MS/MS oder LC-MS/MS
	17- $\beta$ -Estradiol	0,000 4 <sup>1)</sup>	0,000 1 <sup>4)</sup> (derzeit messbar 0,000 4)	GC-MS/MS oder LC-MS/MS
	Estron	0,1 <sup>3)</sup>	0,000 4 <sup>1)</sup>	GC-MS/MS oder LC-MS/MS
	Östrogene Aktivität / Estradiol Äquivalente	0,000 035 für EE2 <sup>1)</sup> 0,000 4 <sup>5)</sup>	0,000 01 $\mu\text{g}_{\text{EEQ}}/\text{L}$ 0,000 01 $\mu\text{g}_{\text{EEQ}}/\text{L}$	A-YES, YES oder ER CALUX
Pestizide	Terbutryn	0,065 <sup>6)</sup>	0,02	LC-MS/MS
	Mecoprop P	0,1 <sup>6)</sup>	0,03	LC-MS/MS
	Isoproturon	0,3 <sup>6)</sup>	0,03	LC-MS/MS
	Flufenacet	0,04 <sup>6)</sup>	0,01	LC-MS/MS
	Tebuconazol	1 <sup>1)</sup>	0,03	LC-MS/MS
	Propiconazol	1 <sup>6)</sup>	0,03	LC-MS/MS
Korrosions- schutz- mittel	1H-Benzotriazol	10 <sup>3)</sup>	0,03	LC-MS/MS
Moschus- duftstoffe	Galaxolid	7 <sup>1)</sup>	0,03	GC-MS
Per- und poly- fluorierte Chemikalien	Perfluorooctansäure (PFOA)	0,1 <sup>3)</sup>	0,03	LC-MS/MS
	Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	0,00065 <sup>6)</sup>	0,0002 (derzeit messbar 0,01)	LC-MS/MS
	H 4-Perfluorooctansulfon- säure (H-4 PFOS)	0,1 <sup>3)</sup>	0,01	LC-MS/MS
Süßstoffe	Acesulfam K	0,1 <sup>3)</sup>	0,03	LC-MS/MS

<sup>1)</sup> Orientierungswert

<sup>2)</sup> PNEC

<sup>3)</sup> Präventiver Vorsorgewert

<sup>4)</sup> höchst zulässige Nachweisgrenze entsprechend EU 2015/495 für Substanzen auf der watch-list. Zur Bewertung der UQN müsste die Bestimmungsgrenze 30% der Umweltqualitätsnorm betragen, was derzeit teilweise analytisch nicht möglich ist.

<sup>5)</sup> trigger-value entsprechend Kienle et al. (2015)

<sup>6)</sup> UQN nach OGWV-2016 vom 20. Juni 2016

Im Anschluss daran wird das Monitoring mit ausgewählten Substanzen fortgeführt, um eine höhere Datendichte für die Beurteilung zu erhalten. Hierfür werden an jedem Probenehmerstandort fünf weitere 24 h-Mischproben bei Trockenwetter genommen. Das Kompetenzzentrum empfiehlt „neben der Analyse von 1H-Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Clarithromycin, Sulfamethoxazol und Terbutryn (s. Tab. 6-6) auch die standortrelevanten Stoffe des erweiterten Monitorings einzubeziehen“. [1]

Tab. 6-6: Mindestumfang Indikatorsubstanzen für die Datenverdichtung [1]

Substanzgruppe	Substanz(en)
<b>Arzneimittelwirkstoffe</b>	Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol
<b>Korrosionsschutzmittel</b>	1H-Benzotriazol
<b>Pestizide</b>	Terbutryn (Biozid)*
<b>Ggf. Ergänzung durch im erweiterten Monitoring auffällige Substanzen bzw. Substanzgruppen</b>	

\*Regenwetterbürtiger Stoff, Analyse bei reiner Trennkanalisation nicht erforderlich.

### 6.3.2. Hinweise zur Probenahme und Analysemethode

Wie zuvor bereits erwähnt, haben die Art und Technik der Probenahme sowie die dabei verwendeten Gerätschaften einen großen Einfluss auf die Ergebnisse der Analyse.

Bei einigen Abwasserinhaltsstoffen, wie zum Beispiel iodierten Röntgenkontrastmitteln, sind Schwankungen der Zulaufkonzentration zu erwarten. Bei Antibiotikaverbräuchen kann es im Jahresverlauf zu saisonal bedingten Anstiegen kommen. Ein erhöhter Eintrag von Bioziden und Pestiziden in kommunale Kläranlagen ist vor allem nach Regenereignissen durch das Auswaschen von Feldern möglich. Diese Schwankungen müssen bei der Probenahme beachtet werden.

Die Proben sind, wie zuvor beschrieben, als 24 h-Mischproben sowohl an Trockenwettertagen, als auch an Regenwettertagen zu nehmen. Ein Monitoring bei Trockenwetter schließt die Einflüsse von Regenwetter aus. Als Trockenwettertag ist ein Tag definiert, an dem selbst und am Tag zuvor jeweils weniger als 0,3 mm Niederschlag gemessen werden. [85] Bei Regenwetter gelangen weitere Spurenstoffe wie Biozide und Pestizide aus der Landwirtschaft in die Kläranlage, dessen Erfassung ebenfalls wichtig für eine erfolgreiche Bewertung ist. Für die Probenahme bei Regenwetter ist zu beachten, dass der Tag mit einsetzendem Niederschlag wegen des Spülstoßes in der Kanalisation nicht verwendet werden darf. Erst am folgenden 2. Regenwettertag ist die Probe repräsentativ und kann verwendet werden.

Da die Spurenstoffe in sehr geringen Konzentrationen in den Proben vorhanden sind, müssen Kontaminationen, Sorptionen und Verschleppungen möglichst vermieden und bei der Analyse berücksichtigt werden. Die verwendeten Materialien automatischer Probenehmer sollten keine Stoffe absorbieren oder abgeben.

Eine konstante Temperatur von 4 °C sollte gewährleistet sein, da bei dieser Lagertemperatur die biologische Aktivität weitestgehend eingeschränkt ist.

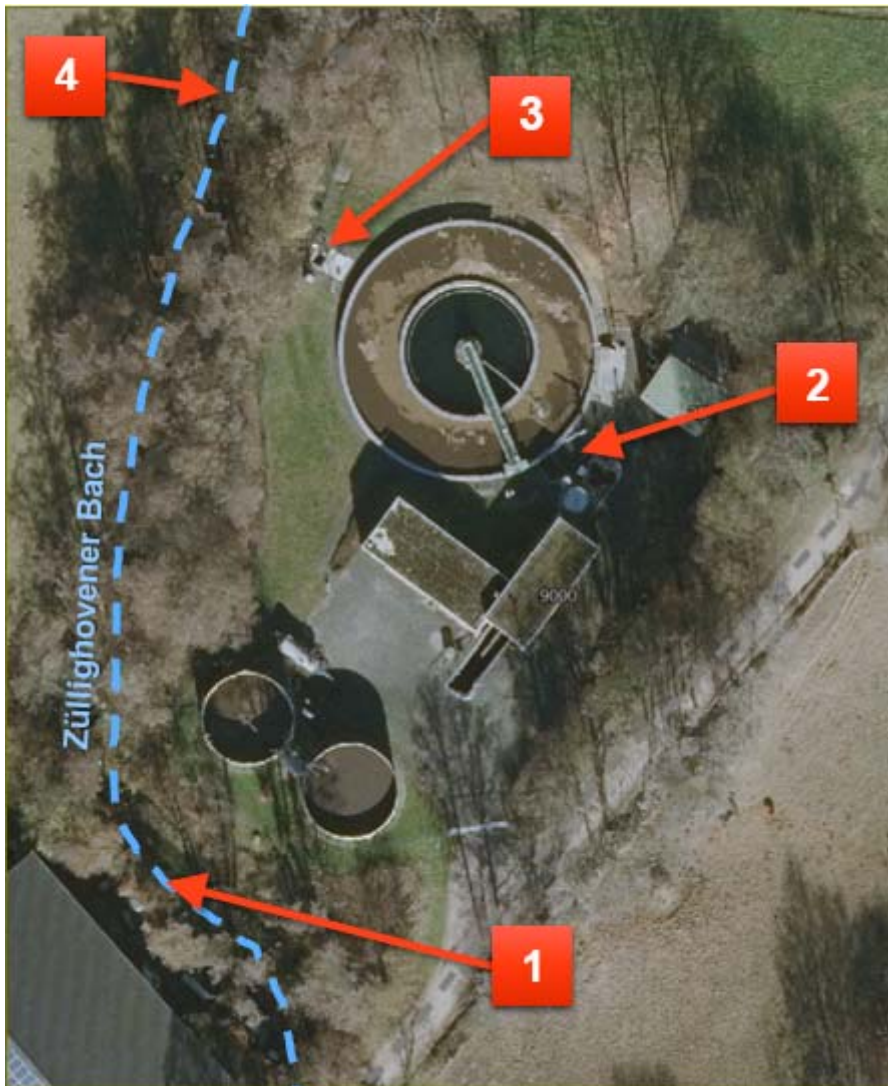


Abb. 6-5: Luftbild Kläranlage Wachtberg-Züllighoven mit Kennzeichnung der Probenahmestellen [86]

Die erste Probenahme erfolgte im Gewässer vor der Einleitstelle der Kläranlage, um den Gehalt an Spurenstoffen ohne Einfluss des Kläranlagenablaufes zu bestimmen. Der Probenehmer wurde hierfür zwischen den Schlammstapelbehältern und dem Züllighovener Bach aufgestellt (s. Nr. 1, Abb. 6-5). Um die Konzentration an Mikroschadstoffen im Zulauf zur Kläranlage zu erfassen, sollte der zweite Probenehmer laut Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW am Zulauf der biologischen Reinigungsstufe platziert werden. [1] Der zweite Probenehmer wurde deshalb im Schacht zwischen Sandfang und Belebungsbecken installiert, von wo aus das Abwasser zuerst einen Schwimmstoffsammelschacht zugeführt wird, bevor es dann in die Biologie geleitet wird. (s. Nr. 2, Abb. 6-5). Der dritte Probenehmer wurde im Ablauf der Kläranlage hinter



der Messstelle zur Selbstüberwachung installiert (s. Nr. 3, *Abb. 6-5*). Um die Auswirkung des Kläranlagenablaufs auf den Vorfluter zu beurteilen, wurde der vierte Probenehmer unterhalb der Einleitstelle am Züllichovener Bach aufgestellt (s. Nr. 4, *Abb. 6-5*).



*Abb. 6-6: Messstelle 2 - Schacht zwischen Sandfang und Belebung*



*Abb. 6-7: Messstelle 3 - Ablauf Nachklärung*



*Abb. 6-8: Innenansicht stationärer Probenehmer*

Für die Bereitstellung sowie die Installation der Probenehmer auf der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven wurde die Firma Preg Umwelttechnik beauftragt. Es wurden stationäre automatische Probenehmer verwendet, deren Aufbau in *Abb. 6-8* gezeigt wird. Die Probenahme läuft automatisch gemäß ISO 5667-2/3-10 nach dem Vakuumprinzip ab. Die Temperatur im Probenraum beträgt konstant  $< 4\text{ °C}$ . Die Probenehmer wurden so programmiert, dass sie in regelmäßigen Abständen eine Probe zogen und diese in ein Gefäß mit ausreichendem Volumen gaben. Der Schlauch zur Probenahme wurde jeweils vor und nach einem Ansaugvorgang mit Luft durchblasen, damit kein Wasser im Schlauch verbleibt. Die Mischprobe wurde im Anschluss vom Betriebspersonal homogenisiert und zur Analyse ins Labor gegeben. Die nicht direkt zur Untersuchung verwendeten Probenmengen wurden vom Labor eingefroren, um ggf. später für eine Nachauswertung darauf zurückgreifen zu können.

Zur Ermittlung der Konzentrationen wurden im Labor folgende Analysemethoden angewendet:

*Tab. 6-7: Angewandte Analysemethoden für die jeweiligen Stoffgruppen [87]*

Spurenstoffgruppe	Analysemethode	
<b>Arzneimittelwirkstoffe, Korrosionsschutzmittel, Pestizide, Süßstoffe, per- und polyfluorierte Chemikalien, Moschusduftstoffe</b>	LC-MS/MS	Flüssigchromatographie
<b>Östrogene Aktivität</b>	A-Yes	Yeast Estrogen Screen: Ermittlung der Östrogenen Aktivität über Hefezellen-Assays; als Referenzsubstanz dient Östradiol [88]

Neben den Spurenstoffen wurden außerdem Bromid und Bromat, Nitrit, die Summenparameter DOC und TOC sowie die AFS-Konzentration im Ablauf der Nachklärung bestimmt, die ebenfalls relevant für die spätere Verfahrenswahl sind.

Die Möglichkeiten zur Bestimmung der Konzentrationen von Spurenstoffen im Labor sind allgemein begrenzt, so wird jeder zu untersuchenden Substanz eine Bestimmungsgrenze zugeordnet. Die Bestimmungsgrenze ist die kleinste Konzentration eines Stoffes bei der Analyse, die mit einer definierten Genauigkeit quantitativ bestimmt werden kann. Dabei wird die Bestimmungsgrenze auf den gesamten Prozess der Probenahme, Probenvor- und -aufbereitung sowie auf die instrumentelle Analyse bezogen. Aktuell müssen im Grenzbereich der instrumentellen Machbarkeit Unsicherheiten bei der Bewertung mit einbezogen werden. Dabei liegen die Unsicherheiten bei analysierten Stoffkonzentrationen weit oberhalb der Bestimmungsgrenze von etwa 20 - 30 %, bei Analysewerten nah an der Bestimmungsgrenze sind Unsicherheiten weit



über 50 % möglich. Insgesamt sind die Messunsicherheiten größtenteils auf die Probenahme zurückzuführen, gefolgt von der aufwendigen Probenvor- und -aufbereitung. Die instrumentelle Analyse verursacht die geringsten Messunsicherheiten. [7]

### 6.3.3. Untersuchte Spurenstoffe

#### Erweitertes Monitoring

Auf der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven wurde das gesamte Spektrum der gelisteten Spurenstoffe (s. *Tab. 6-5*) im Monitoring analysiert. Die Analyse wurde durch das Umweltanalytische Laboratorium Eurofins Umwelt West GmbH durchgeführt. Neben den gelisteten Stoffen wurde außerdem Bromid und Bromat, Nitrit, die Summenparameter DOC und TOC sowie die AFS-Konzentration im Kläranlagenablauf mit aufgenommen.

#### Datenverdichtung

In das Monitoring zur Datenverdichtung, für das Probenahmen an fünf weiteren Trockenwettertagen durchgeführt wurden, wurden die vom Kompetenzzentrum empfohlenen Indikatorsubstanzen (s. *Tab. 6-6*) aufgenommen. Aufgrund der im erweiterten Monitoring als schlecht eingestuften Werte wurde zusätzlich die Analyse der standortrelevanten Arzneimittelwirkstoffe Candesartan, Gabapentin und Valsartan vorgenommen. Von einer zusätzlichen Beprobung des Süßstoffs Acesulfam K wurde aus Kostengründen abgesehen. Da die Analyseergebnisse im erweiterten Monitoring recht konstant waren, war hier laut Bewertung des Labors ohnehin keine große Veränderung zu erwarten. Im Rahmen der Datenverdichtung wurden ebenfalls Bromid und Bromat, Nitrit, die Summenparameter DOC und TOC sowie die AFS-Konzentration untersucht.

### 6.3.4. Auswertung und Bedeutung der Analyseergebnisse

Wichtig für die Beurteilung der Ergebnisse ist, dass es während der Messungen nicht zu Abschlügen des Regenüberlaufbeckens gekommen ist und eine Vorbelastung des Gewässers dahingehen ausgeschlossen werden kann.

Alle Messergebnisse des Spurenstoffmonitorings werden für das erweiterte Monitoring in Anlage B.1 und für die Datenverdichtung in Anlage B.2 tabellarisch dargestellt. Die Auswertung der Messergebnisse ist der Anlage B.3 zu entnehmen.

## Spurenstoffe

Einige Stoffe konnten durch die bestehende Kläranlage bereits ausreichend entfernt werden oder kamen in unkritischen Mengen vor. Dazu gehören beispielsweise alle gelisteten per- und polyfluorierten Chemikalien, alle gelisteten Pestizide, das Korrosionsschutzmittel 1H-Benzotriazol und der Moschusduftstoff Galaxolid. Die meisten nicht ausreichend eliminierten Spurenstoffe stammen aus dem Bereich der Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite. Die Auswertung für die Messstellen 2 und 3, also dem Zulauf und dem Ablauf der Kläranlage, zeigt der folgende Auszug aus der Anlage B.3:

Tab. 6-8: Auswertung Messergebnisse für Zu- und Ablauf Kläranlage

KA Wachtberg Ergebnisse Monitoring Mikroschadstoffe						Bewertung Kläranlage			
Art der Probe	Einheit	Bewertungskriterium Ablauf c	Anzahl Messungen			Mittelwert Zulauf	Mittelwert Ablauf	Abbauleistung Ziel:	Einleitwert einge-
			TW	RW	ges.	24h-Mischp. TW+RW	24h-Mischp. TW+RW	80% TW+RW	halten? TW+RW
<b>Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite</b>									
Candesartan	ng/l	100	7	2	9	4.744	5.144	8,4	nein
Carbamazepin	ng/l	500	7	2	9	448	493	10,2	ja
Ciprofloxacin	ng/l	36	2	2	4	144	51	-65	nein
Clarithromycin	ng/l	100	7	2	9	40	49	22,2	ja
Diclofenac	ng/l	50	7	2	9	4.289	2.344	-45	nein
Gabapentin	ng/l	100	7	2	9	15.411	1.978	-87,2	nein
Ibuprofen	ng/l	10	2	2	4	14.475	10	-100	ja
Losartan	ng/l	100	2	2	4	830	64	-92	ja
Metoprolol	ng/l	7300	7	2	9	1.844	847	-54	ja
Sulfamethoxazol	ng/l	600	7	2	9	64	46	-29	ja
Valsartan	ng/l	100	7	2	9	7.933	228	-97	nein
Guanylarnstoff	ng/l		2	2	4	375	6.700	1686,7	?
<b>Pestizide</b>									
Terbutryn	ng/l	65	7	2	9	77	33	-56,8	ja
Mecoprop P	ng/l	100	2	2	4	30	20	n.b.	ja
Isoproturon	ng/l	300	2	2	4	25	25	n.b.	ja
Flufenacet	ng/l	40	2	2	4	48	25	n.b.	ja
Tebuconazol	ng/l	1000	2	2	4	582	315	-46	ja
Propiconazol	ng/l	1000	2	2	4	25	25	n.b.	ja
<b>Korrosionsschutzmittel</b>									
1H-Benzotriazol	ng/l	10000	7	2	9	15.111	2.356	-84,4	ja
<b>Süßstoff</b>									
Acesulfam K	ng/l	100	2	2	4	54.250	298	-99,5	nein
<b>Östrogene</b>									
Östrogene Aktivität	ngEEQ/l	0,035	2	2	4	15,450	0,036	-99,8	nein
<b>Moschusduftstoffe</b>									
Galaxolid	ng/l	7000	2	2	4	25	25	n.b.	ja
<b>Per- und polyfluorierte Chemikalien</b>									
Perfluorooctansäure (PFOA)	µg/l	0,1	2	2	4	0,010	0,011	n.b.	ja
Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	µg/l	0,00065	2	2	4	0,010	0,010	n.b.	ja
1H,1H,2H,2H-Perfluorooctansulfonsäure (H4PF)	µg/l	0,1	2	2	4	0,010	0,010	n.b.	ja

Bei der Auswertung des Spurenstoffmonitorings sind besonders die Werte, die weder zu 80 % eliminiert werden noch das Grenzkriterium einhalten, von großem Interesse. Aus Tab. 6-9 ist zu erkennen, dass dies auf die Arzneimittelwirkstoffe Candesartan, Ciprofloxacin und Diclofenac zutrifft. Für die Arzneimittel Gabapentin und Valsartan, den Süßstoff Acesulfam K sowie die östrogene Aktivität wird zwar eine Eliminationsleistung von über 80% erreicht, die erforderlichen Einleitwerte allerdings nicht eingehalten. Auf diese Stoffe sollte bei der Auswahl des geeigneten Verfahrens besonders geachtet werden.

Tab. 6-9: Darstellung kritische Werte für Zu- und Ablauf Kläranlage

KA Wachtberg Ergebnisse Monitoring Mikroschadstoffe			Anzahl Messungen			Bewertung Kläranlage				Entfernbarkeit	
Art der Probe	Einheit	Bewertungskriterium Ablauf c	TW	RW	ges.	Mittelwert	Mittelwert	Abbauleistung Ziel:	Einleitwert einge-	O3	AK
						Zulauf	Ablauf	80%	halten?		
						24h-Mischp. TW+RW	24h-Mischp. TW+RW	TW+RW	TW+RW		
<b>Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite</b>											
Candesartan	ng/l	100	7	2	9	4.744	5.144	8,4	nein	o	o
Ciprofloxacin	ng/l	36	2	2	4	144	51	-65	nein	+	+
Diclofenac	ng/l	50	7	2	9	4.289	2.344	-45	nein	+	+
Gabapentin	ng/l	100	7	2	9	15.411	1.978	-87,2	nein	-	-
Valsartan	ng/l	100	7	2	9	7.933	228	-97	nein	o	+
<b>Süßstoff</b>											
Acesulfam K	ng/l	100	2	2	4	54.250	298	-99,5	nein	o	-
<b>Östrogene</b>											
Östrogene Aktivität	ngEEQ/l	0,035	2	2	4	15,450	0,036	-99,8	nein		

Um die Auswirkung des Kläranlagenablaufs auf den Vorfluter zu untersuchen, wurde ebenfalls eine Auswertung der Ergebnisse der Messungen im Züllighovener Bach vorgenommen. Im Bereich vor der Einleitstelle zeigt das Gewässer keine auffälligen Spurenstoffkonzentrationen. Lediglich an einem Regenwettertag konnte im Vorfluter vor der Einleitstelle eine erhöhte östrogene Aktivität festgestellt werden. Auch an der Messstelle hinter der Einleitstelle kommt es größtenteils nicht zu Überschreitungen der Einleitwerte. Nur fünf der insgesamt untersuchten Substanzen zeigen nach der Einleitung der Kläranlage erhöhte Spurenstoffkonzentrationen im Gewässer. Dazu zählen die Arzneimittelwirkstoffe Candesartan, Diclofenac, Gabapentin und Valsartan sowie der Süßstoff Acesulfam K. Inbesondere bei Candesartan, Diclofenac und Gabapentin ist die Überschreitung des Bewertungskriteriums sehr hoch. Bei der Analyse der östrogenen Aktivität kommt es im Mittel zwar zu keiner Überschreitung jedoch liegt der gemessene Wert bei 0,034 ngEEQ/l. Dies ist dem Bewertungskriterium von 0,035 ngEEQ/l sehr nahe. Für Ciprofloxacin wird das Bewertungskriterium nur an den Trockenwettertagen überschritten, an den Regenwettertagen liegt es unterhalb des Bewertungskriteriums. Diese Bewertung ist im Folgenden noch einmal tabellarisch dargestellt.

Tab. 6-10: Darstellung kritischer Werte für den Vorfluter

KA Wachtberg Ergebnisse Monitoring Mikroschadstoffe			Bewertung Vorfluter						Entfernbarkeit				
Art der Probe	Einheit	Bewertungskriterium Ablauf c	Anzahl Messungen			Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	O3	AK
			TW	RW	ges.	Vorfluter vor Einleitung Meßpunkt 1	Vorfluter nach Einleitung Meßpunkt 4	Vorfluter vor Einleitung Meßpunkt 1	Vorfluter nach Einleitung Meßpunkt 4	Vorfluter vor Einleitung Meßpunkt 1	Vorfluter nach Einleitung Meßpunkt 4		
						24h-Mischp. TW	24h-Mischp. TW	24h-Mischp. RW	24h-Mischp. RW	24h-Mischp. TW+RW	24h-Mischp. TW+RW		
<b>Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite</b>													
Candesartan	ng/l	100	7	2	9	50	4.271	50	4.500	50	4.322	o	o
Ciprofloxacin	ng/l	36	2	2	4	10	41	13	19	12	30	+	+
Diclofenac	ng/l	50	7	2	9	29	1.386	50	1.900	34	1.967	+	+
Gabapentin	ng/l	100	7	2	9	36	1.514	55	1.450	40	1.500	-	-
Valsartan	ng/l	100	7	2	9	50	171	50	115	50	159	o	+
<b>Süßstoff</b>													
Acesulfam K	ng/l	100	2	2	4	60	300	55	190	58	245	o	-
<b>Östrogene</b>													
Östrogene Aktivität	ngEEQ/l	0,035	2	2	4	0,014	0,033	0,051	0,035	0,032	0,034		

Die meisten der als kritisch bewerteten Spurenstoffe sind mit Ozon oder Aktivkohle (pulverisiert oder granuliert) ausreichend eliminierbar. Einen Überblick dazu gibt Tab. 6-11.

Tab. 6-11: Bewertung Abbaubarkeit verschiedener Stoffe mittels Ozon und Aktivkohle (nach [89])

Stoff	Entfernbarkeit mittels Ozon	Entfernbarkeit mittels PAK/GAK
<b>Candesartan</b>	mittel	mittel
<b>Carbamazepin</b>	gut	gut
<b>Ciprofloxacin</b>	gut	gut
<b>Clarithromycin</b>	gut	mittel
<b>Diclofenac</b>	gut	gut
<b>Gabapentin</b>	schlecht	schlecht
<b>Losartan</b>	gut	gut
<b>Metoprolol</b>	mittel	gut
<b>Sulfamethoxazol</b>	gut	schlecht
<b>Valsartan</b>	mittel	gut
<b>Terbutryn</b>	gut	mittel
<b>Mecoprop P</b>	mittel	mittel
<b>Benzotriazol</b>	mittel	gut
<b>Acesulfam</b>	mittel	schlecht

In der Auflistung bedeutet ‚gut‘, dass die Substanz durch die gewählte Methode im Mittel zu über 80 % eliminiert werden kann. Die Kategorie ‚mittel‘ beschreibt eine Reduzierung des Schadstoffes um 50 – 80 %. Eine schlechte Entfernbarekeit bedeutet ein Abbau von < 50%. [89]

Von den problematischen Stoffen können beispielsweise Ciprofloxacin und Diclofenac gut mittels Ozon abgebaut werden. Dadurch ist die Ozonung eine sinnvoll gewählte Reinigungsstufe. Die Stoffe Candesartan, Acesulfam K und Valsartan erhalten lediglich die Wertung mittel. Bei einer Nachbehandlung mittels granulierter Aktivkohle könnte Valsartan jedoch ebenfalls gut und Candesartan mittelmäßig aus dem System entfernt werden, wodurch die Aktivkohle als Nachbehandlung attraktiv wird. [90]

#### Haupt- und Summenparameter

Da auf der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven keine regelmäßige Messung des Parameters DOC vorgenommen wird, wurde dieser im Rahmen des Monitorings mit bestimmt. Bei den analysierten Proben liegt der DOC im Mittel bei 5,0 mg/l und bei einem Maximalen Wert von 5,9 mg/l. Der TOC liegt bei 5,1 mg/l. Zum Vergleich besteht die Möglichkeit, die DOC-Konzentration über den CSB-Wert der Bestandsdaten der Kläranlage zu bestimmen. Die DOC-Konzentration kann für den Bewertungszeitraum 2015 - 2019 mit dem CSB : DOC-Verhältnis von 3,8 : 1 berechnet werden. Bei einer mittleren CSB-Konzentration von 15,4 mg CSB/l ergibt sich eine berechnete mittlere DOC-Konzentration von 4,05 mg DOC/l. Im weiteren Verlauf der Planung werden hinsichtlich des DOC die Messwerte des Spurenstoffmonitorings verwendet. Die Datendichte ist hier zwar gering, jedoch können Ungenauigkeiten, die durch eine einfache Umrechnung über das DOC:CSB-Verhältnisses entstehen, ausgeschlossen werden.

Die Konzentration an AFS wurde mit einer Bestimmungsgrenze von 5 mg/l analysiert. Dieser Wert wurde in fast allen Proben unterschritten. Lediglich an einem Trockenwettertag lag die AFS-Konzentration bei 8 mg/l. In Kap. 6.2 wurde bereits die Trübungsmessung auf der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven zur Bewertung der AFS-Konzentration herangezogen. Das Ergebnis aus dem Spurenstoffmonitoring bestätigt die Aussage, dass keine relevanten erhöhten AFS-Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung vorliegen.

#### Bromatbildung

Bei einer Ozonung können unerwünschte Transformationsprodukte gebildet werden. Ist viel Bromid im Zulauf zur Ozonung vorhanden, so kann dies zur Bildung von potenziell kanzerogenem Bromat führen. Kritische Bromidmengen, die die Bromatbildung begünstigen, sind in Tab. 5-6 dargestellt. Ab einer Bromidkonzentration > 150 µg/l muss einzeln geprüft werden, ob und wie viel Bromat bei welcher Ozondosierung auftritt. Die Zulässigkeit muss demnach einzeln geprüft werden und ist nicht allgemeingültig. Die Konzentration von 150 µg/l wird an keinem der insgesamt neun Probenahmetagen überschritten.

Für Bromat gilt für Trinkwasser gem. Trinkwasserverordnung ein Grenzwert von 10 µg/l. Dieser Grenzwert lässt sich jedoch nicht direkt auf die Abwasserbehandlung übertragen und wird nur dann herangezogen, wenn eine Entnahme aus dem Vorfluter zur Trinkwassergewinnung erfolgt. Dies ist auf der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven nicht der Fall. In der Schweiz ist für Bromat ein chronisches Qualitätskriterium von 50 µg/l in Wasserkörpern festgelegt, welches auch für die Auslegung von Verfahren der gezielten Spurenstoffelimination herangezogen werden kann. Bei der Analyse für Bromat kommt es im Ablauf der Nachklärung zu keiner Überschreitung des kritischen Wertes von 50 µg/l. An allen Probenahmetagen liegt die Konzentration höchstens bei 25 µg/l. Aufgrund einer schlechten Qualität der Abwasserprobe (vermutlich Abtrieb von Trübstoffen aus der Nachklärung) konnte für Bromat lediglich die Bestimmungsgrenze von 25 µg/l erreicht werden. Es ist also durchaus möglich, dass die Konzentration an Bromat im Ablauf noch geringer ist.

## **7. Bemessungsgrundlagen der 4. Reinigungsstufe**

### **7.1. Grundlegende Auslegungskriterien**

Neben dem bereits genannten gesetzlichen Rahmen, den lokalen Wassereigenschaften sowie der Zulaufqualität des Wassers zur 4. Reinigungsstufe gibt es einige weitere Kriterien, die auf die Planung der 4. Reinigungsstufe Einfluss nehmen. Dabei geht es vor allem um das angestrebte Reinigungsziel, die zu behandelnde Auslegungswassermenge sowie den dafür verfügbaren Platz auf dem Kläranlagengelände. Diese Kriterien werden in den folgenden Unterkapiteln erläutert.

Bei der Erweiterung von Anlagen ist es zudem wichtig, die Verfahrensstufe bestmöglich in den Bestand zu integrieren, als auch die Bedienung für den Betreiber nicht zu kompliziert zu gestalten und weitere Schnittstellen wie Betriebsabläufe und Bauherren zu beachten. [68] Bei der bestmöglichen Integration können bestehende Strukturen (wie alte Filterkammern), die nicht mehr benötigt werden, wieder Verwendung finden. [64] Des Weiteren ist zu beachten, dass das Wasser nicht zu weit und zu hoch gepumpt werden muss, da dies unnötig hohe Betriebskosten verursacht. Hierauf wird ebenfalls in den folgenden Kapiteln eingegangen. Die Umsetzung des Projekts wäre demnach schnell unwirtschaftlich. Die monetären Einflüsse sind jedoch nicht zu unterschätzen und werden deshalb im Verlauf der Studie noch weiter betrachtet (s. Kap. 10).

Im Folgenden sind noch einmal einige Aspekte aufgezählt, die zu berücksichtigen sind, um die baulichen und betrieblichen Anforderungen bei der Verfahrenswahl zur Realisierung einer 4. Reinigungsstufe zu erfüllen:

Das ausgewählte Verfahren muss aktiv Einfluss auf das Reinigungsergebnis nehmen können und eine Automatisierbarkeit möglich sein.

Gewährleistung einer hohen Betriebsstabilität.

Die Reinigungsleistung und der Betrieb sollten mit Hilfe standardisierter Messverfahren und der Einbeziehung ‚typischer‘ Parameter analysiert werden können. Dies sollte mit Hilfe von „Online-Messtechnik“ möglich sein und nicht mit Hilfe speziell entwickelter Messtechnik.

Der Betrieb des Verfahrens zur weitergehenden Abwasserreinigung muss vom Fachpersonal auf den kommunalen Kläranlagen sowohl betreut als auch überwacht werden. Es sollte darauf geachtet werden, dass das Personal mit den eigenen oder leicht zu erwerbenden Kenntnissen in der Lage ist dies zu gewährleisten. Außerdem sollte es durch die zusätzliche Reinigungsstufe zu keinem übermäßigen Anstieg an Personalbedarf kommen.



Es sollte die Möglichkeit bestehen, die Kläranlage schrittweise auszubauen und die Verfahrensstufe zu integrieren.

Das Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung muss an die verschiedenen Gegebenheiten auf kommunalen Kläranlagen anpassbar sein und sollte nicht nur für eine spezielle Kläranlage anwendbar sein.

Meist sind es aber vor allem die ökonomischen Aspekte, die zu einer Entscheidung für eine bestimmte Variante führen. [49]

Das Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe gibt weitere Hinweise, wie zum Beispiel die Berücksichtigung des Bromatbildungspotenzials bei der Ozonung, die Klärschlamm Entsorgung, eine ganzheitliche energetische Betrachtung (mit Herstellung und Reaktivierung bei Aktivkohle und Sauerstofferzeugung bei der Ozonung sowie Berücksichtigung der Transportwege) sowie eine ggf. verbesserte Reinigungsleistung der Anlage in Bezug auf CSB, AFS,  $P_{ges}$  oder die Entkeimung. [1]

## **7.2. Eliminationsziel und Auslegungswassermenge**

Zur Festlegung des Eliminierungszieles werden vom Kompetenzzentrum NRW zwei Ansätze vorgegeben.

Der erste Ansatz ist der emissionsbasierte Ansatz. Ziel dieses Ansatzes ist es entweder die vorgegebenen Bewertungskriterien einzuhalten bzw. zu unterschreiten oder eine Elimination von mindestens 80 % der Spurenstoffkonzentration zu erreichen. Diese Eliminationsvorgabe bezieht sich auf das gesamte Jahresmittel und auf die Reinigungsleistung der gesamten Kläranlage. [1]

Bei dem zweiten Ansatz handelt es sich um den sogenannten immissionsbasierten Ansatz. Dieser orientiert sich an den Zielsetzungen der Länder, in diesem Fall der Zielsetzung des Landes NRW. Mit der Einleitung des geklärten Abwassers ist eine langfristige Einhaltung oder Unterschreitung dieser Zielwerte sowie der vom Kompetenzzentrum vorgegebenen Bewertungskriterien zu gewährleisten. Beim immissionsbasierten Ansatz wird das Reinigungsziel an die Gewässerqualität des Vorfluters angepasst. Er wird vor allem dann angewandt, wenn das Gewässer des Vorfluters bestimmte Nutzungsformen aufweist oder andere Umstände unbedingte Berücksichtigung verlangen. In solchen Fällen würde immer einzeln geprüft, welche hydraulische Auslegung zielführend ist.

Faktoren, die für den immissionsbasierten Ansatz sprechen, sind:

Sogenannte sensible Eigenschaften und Nutzungen des Vorfluters. Das Kompetenzzentrum nennt dabei beispielsweise Gewässer, die als FFH-Gebiete oder Lachslaichgewässer ausgewiesen sind oder zur Trinkwassergewinnung dienen.

Vorfluter mit nur geringen Wassermengen, da die Verunreinigungen dort erheblich spürbarer sind als in großen Gewässern (Verhältnis Einleitungswassermenge zum mittleren Niedrigwasserabfluss  $Q_{\text{Kläranlage}}/\text{MNQ}_{\text{Vorfluter}} > 1/3$ ).

Bereits stark belastete Gewässer oder Gewässer, die gefährdet sind durch weitere Verunreinigungen beeinträchtigt zu werden. [1]

Treffen die Punkte nicht zu, kann der emissionsbasierte Ansatz verwendet werden.

Die o. g. Kriterien treffen in Teilen auf die Kläranlage Wachtberg-Züllighoven zu. Der Vorfluter weist, insbesondere in den Sommermonaten, eine sehr geringe Wasserführung auf. Das Informationsportal ELWASWEB des Landes NRW gibt für den Mehlemer Bach einen regionalisierten mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) von 0,00463 m<sup>3</sup>/s an (Stand 2018). Die Kläranlage Wachtberg-Züllighoven hat im Jahr 2019 eine Abwassermenge von insgesamt 294.439 m<sup>3</sup>/a in den Vorfluter eingeleitet, woraus sich ein Abfluss von 0,00934 m<sup>3</sup>/s ergibt. Der Anteil der Abwassermenge der Kläranlage am MNQ des Vorfluters liegt damit bei 201,7 %. Dies übersteigt das vom Kompetenzzentrum NRW vorgegebene Verhältnis von 1/3 deutlich. Durch die geringe Wasserführung sind die Auswirkung der Einleitung von anthropogenen Spurenstoffen sowie der Einfluss auf die biologischen Qualitätskomponenten aus der Kläranlage sehr hoch.



Abb. 7-1: Vorfluter im Bereich der Kläranlage

Im Bereich hinter der Einleitstelle der Kläranlage weist der Vorfluter keine direkten sensiblen Eigenschaften auf. Erst nach etwa 2,1 km fließt der Mehlemer Bach für einen kurzen Abschnitt durch ein Naturschutzgebiet (s. Abb. 7-2). Der Vorfluter ist nicht als Lachslaichgewässer ausgewiesen und es befinden sich keine FFH-Gebiete in näherer Umgebung.

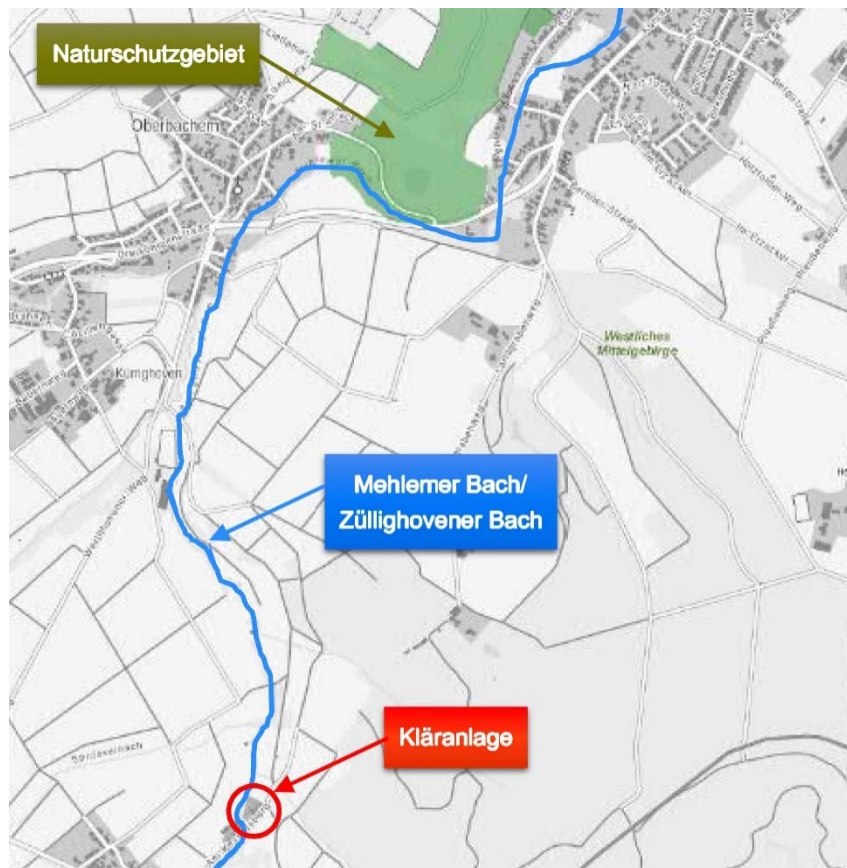


Abb. 7-2: Übersichtskarte nahegelegenes Naturschutzgebiet [91]

Ein weiteres Kriterium für die Festlegung des Ansatzes und damit verbunden der Bestimmung der Auslegungswassermenge stellt die Qualität des Gewässers dar. Der Mehlemer Bach (Gewässerkennzahl 27194) Züllighovener Bach wurde hinsichtlich seiner Gewässerqualität im Zuge des Monitorings der WRRL untersucht und beurteilt (s. Tab. 7-1).

Der chemische Zustand des Gewässers (ohne ubiquitäre Stoffe) wird anhand sogenannter Umweltqualitätsnormen für Schadstoffe festgelegt. Der Mehlemer Bach wurde im Rahmen des Monitorings von 2015 - 2018 als „gut“ eingestuft. Der chemische Zustand inkl. ubiquitärer Stoffe ist nicht relevant, dieser ist bei so gut wie allen Gewässern in Deutschland wegen der Quecksilberkonzentration kritisch. Die sogenannten biologischen Qualitätskomponenten der Gewässerflora und -fauna werden zur Beurteilung des ökologischen Zustands herangezogen. Hier erfolgt die Einstufung in 5 Klassen: 1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4

= unbefriedigend, 5 = schlecht (s. Anlage C). [92] Der Mehlemer Bach wurde bei den beiden letzten Monitoringzyklen mit „unbefriedigend“ bewertet. Das Ziel der WRRL, einen „guten ökologischen Zustand“ zu erreichen, ist damit aktuell nicht erreicht.

Tab. 7-1: Gewässerbewertung Mehlemer Bach gem. Wasserrahmenrichtlinie [93]

	2. Monitoringzyklus 2009-2011	3. Monitoringzyklus 2012-2014	4. Monitoringzyklus 2015-2018
<b>Chemischer Zustand</b>	nicht gut	nicht gut	nicht gut
<b>Chemischer Zustand ohne ubiquitäre Stoffe</b>	gut	gut	gut
<b>Ökologischer Zustand</b>	mäßig	unbefriedigend	unbefriedigend

Gebiete, die zur oberflächengestützten Trinkwassergewinnung genutzt werden, befinden sich nicht in näherer Umgebung.

Zur Übersicht werden die einzelnen Faktoren in der folgenden Tabelle aufgeführt und hinsichtlich der beiden unterschiedlichen Ansätze bewertet:

Tab. 7-2: Vergleich immissions- und emissionsbasiertem Ansatz KA Wachtberg-Züllighoven

	Immissions- basierter Ansatz	Emissions- basierter Ansatz
<b>Sensible Eigenschaften/Nutzungen</b>		X
<b>Oberflächengestützte Trinkwasserversorgung</b>		X
<b>Anteil des Kläranlagenablaufs am MNQ</b>	X	
<b>Beeinträchtigung der biologischen Qualitätskomponenten (WRRL)</b>	X	
<b>Überdurchschnittliche Mikroschadstoffbelastungen des Kläranlagenablaufs</b>		X

Zur Festlegung der Auslegungswassermenge für die Bemessung der 4. Reinigungsstufe gibt es noch keinen allgemein gültigen Ansatz. Als Richtlinie gilt hier aber ebenfalls die „Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“ des Landes NRW. Mit zu berücksichtigen sind hier vor allem die Menge des behandelten Abwassers auf der Kläranlage sowie die bereits zuvor genannten Aspekte zur Festlegung des Eliminationszieles.

Zur Bestimmung der Auslegungswassermenge ist es entscheidend, welche Eigenschaften Vorfluter und Einzugsgebiet aufweisen und ob in diesem Zusammenhang immissionsbasierte oder emissionsbasierte Anforderungen gestellt werden.

Bestimmung der Auslegungswassermenge bei emissionsbasierten Anforderungen

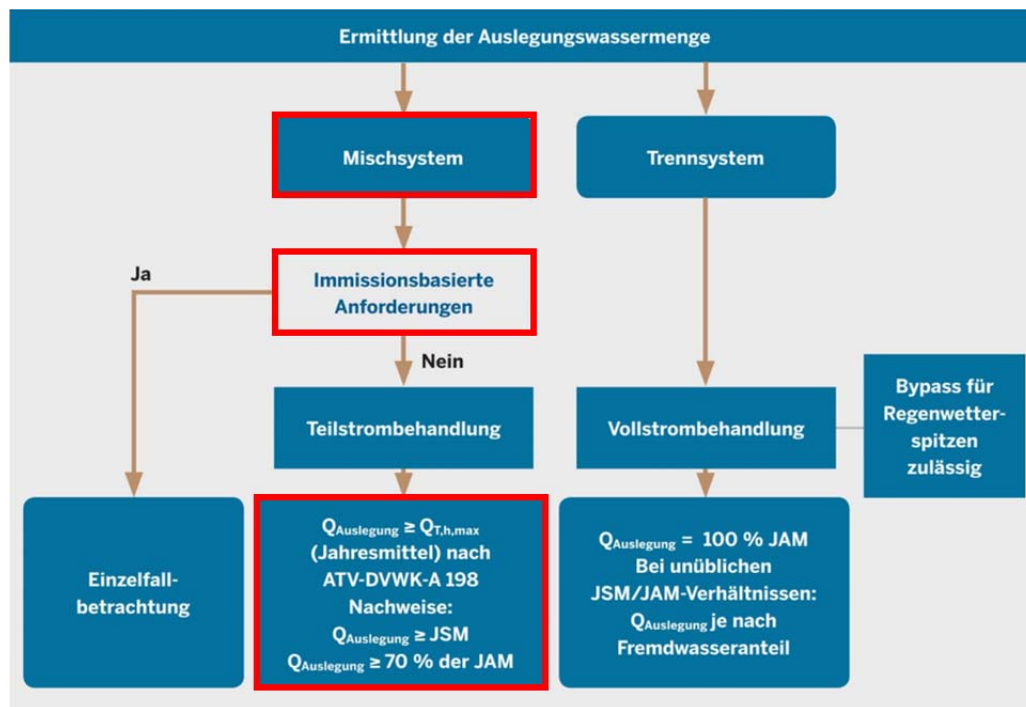


Abb. 7-3: Vorgehensweise Ermittlung der Auslegungswassermenge (emissionsbasiert) [1]

Gelten emissionsbasierte Anforderungen, ist die 4. Reinigungsstufe auf eine Teilstrombehandlung auszu- legen. Die Auslegungswassermenge entspricht hier mindestens dem Jahresmittel des maximalen stündli- chen Trockenwetterabflusses  $Q_{T,h,max}$ .

Der Ansatz bringt außerdem zweierlei nachzuweisende Auslegungsbedingungen mit sich:

Mindestens die Jahresschmutzwassermenge (JSM) muss in der 4. Reinigungsstufe behandelt werden.

Macht die Jahresschmutzwassermenge weniger als 70 % der Jahresabwassermenge (JAM) aus, müssen mindestens 70 % der JAM behandelt werden. [1]

Bei der Jahresabwassermenge handelt es sich um das gesamte Abwasser, welches zur Behandlung in die Kläranlage geleitet wird. Die Jahresschmutzwassermenge ist der Teil der JAM, welcher aus den Haushalten abgeleitet wurde. Da das Schmutzwasser demnach den Teil des zugeführten Abwassers ohne Regenwas- seranteile beschreibt, würde die Anlage zur Erfüllung des ersten Kriteriums auf den stündlich maximalen Trockenwetterzufluss ( $Q_{T,h,max}$ ) ausgelegt.

Zur Berechnung des maximalen stündlichen Trockenwetterabflusses  $Q_{T,h,max}$  auf der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven wurden die Betriebsdaten von 2015 bis 2019 ausgewertet. Es ergibt sich  $Q_{T,h,max} = 74,5 \text{ m}^3/\text{h}$ . In Abb. 7-4 sind die stündlichen Abflüsse, unterteilt in Regen- und Trockenwettertage sowie der maximale stündliche Trockenwetterabfluss von  $74,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , graphisch dargestellt.

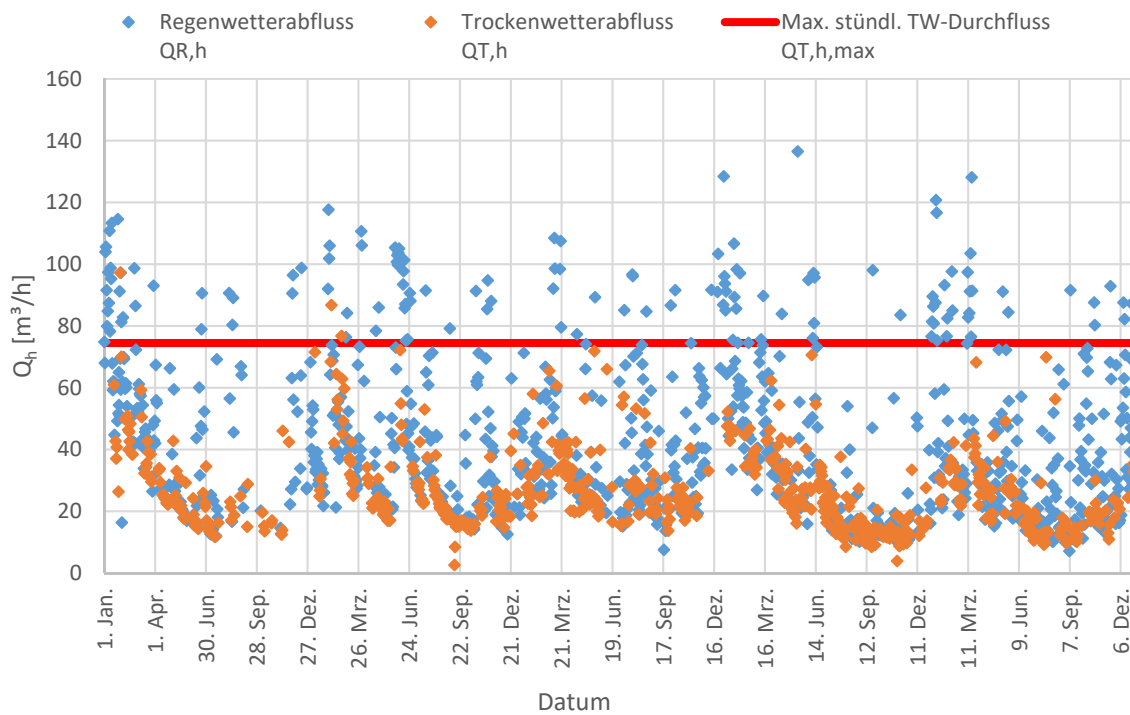


Abb. 7-4: Jahresgang Regen- und Trockenwetterabflüsse (01.01.2015 – 31.12.2019)

Zur Überprüfung der Bedingungen werden in Tab. 7-3 die JAM und JSM gegenübergestellt. Grundlage hierfür sind ebenfalls die Daten der Monatsberichte der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven vom 01.01.2015 bis 31.12.2019.

Tab. 7-3: Jahresabwasser- und Jahresschmutzwassermengen im Vergleich (Bestandsdaten 2015 – 2019)

Jahr	Jahresabwassermenge [ $\text{m}^3/\text{a}$ ]	Jahresschmutzwassermenge [ $\text{m}^3/\text{a}$ ]
2015	332.357	243.871
2016	338.979	243.931
2017	336.812	260.737
2018	289.153	202.289
2019	294.439	204.401
<b>Mittelwert</b>	318.348	<b>231.046</b>
<b>70%</b>	222.844	



Die Jahresschmutzwassermenge beträgt 231.046 m<sup>3</sup>/a. Damit liegt sie oberhalb der 70 %-Grenze der Jahresabwassermenge. Die zu behandelnde Abwassermenge in der 4. Reinigungsstufe ist demnach die Jahresschmutzwassermenge von 231.046 m<sup>3</sup>/a. Die Auslegungswassermenge zur Planung der Anlage ist demzufolge der bereits ermittelte maximale stündliche Trockenwetterabfluss.

In Abb. 7-5 ist der prozentuale Anteil der in der 4. Reinigungsstufe zu behandelnden Jahresabwassermenge in Abhängigkeit der Auslegungswassermenge dargestellt. Bei einer Auslegungswassermenge von 74,5 m<sup>3</sup>/h könnten etwa 91 % der Jahresabwassermenge in der 4. Reinigungsstufe behandelt werden. Dies sind etwa 289.697 m<sup>3</sup>/a. Das Ziel, mindestens 70% der Jahresabwassermenge oder die Jahresschmutzwassermenge zu behandeln ist damit erreicht.

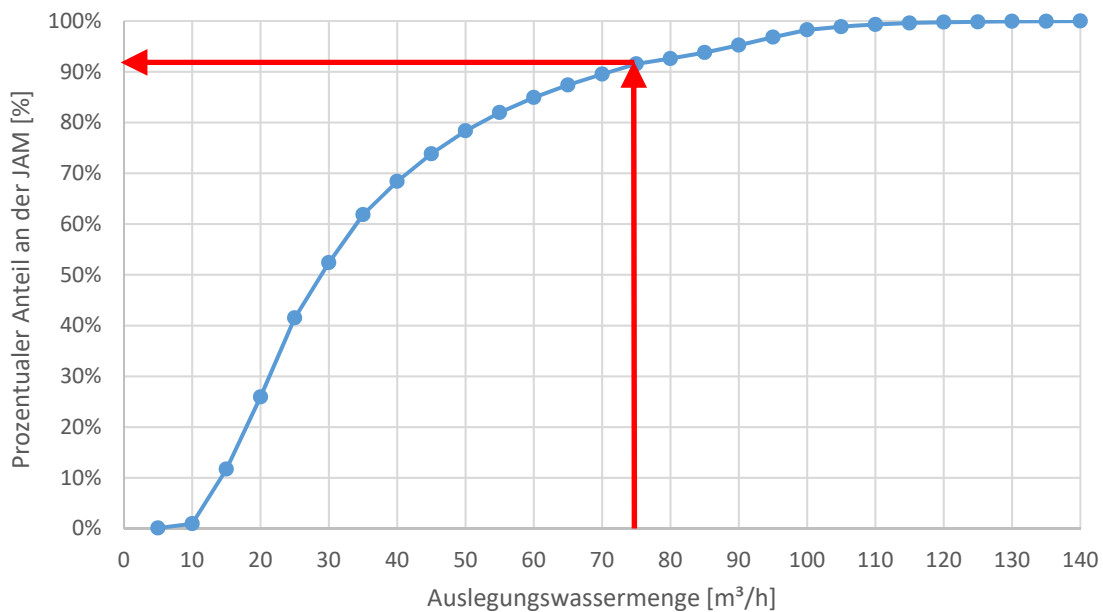


Abb. 7-5: Anteil behandelbare JAM mit ermittelter Auslegungswassermenge (Bestandsdaten 2015 – 2019)



Bestimmung der Auslegungswassermenge bei immissionsbasierten Anforderungen

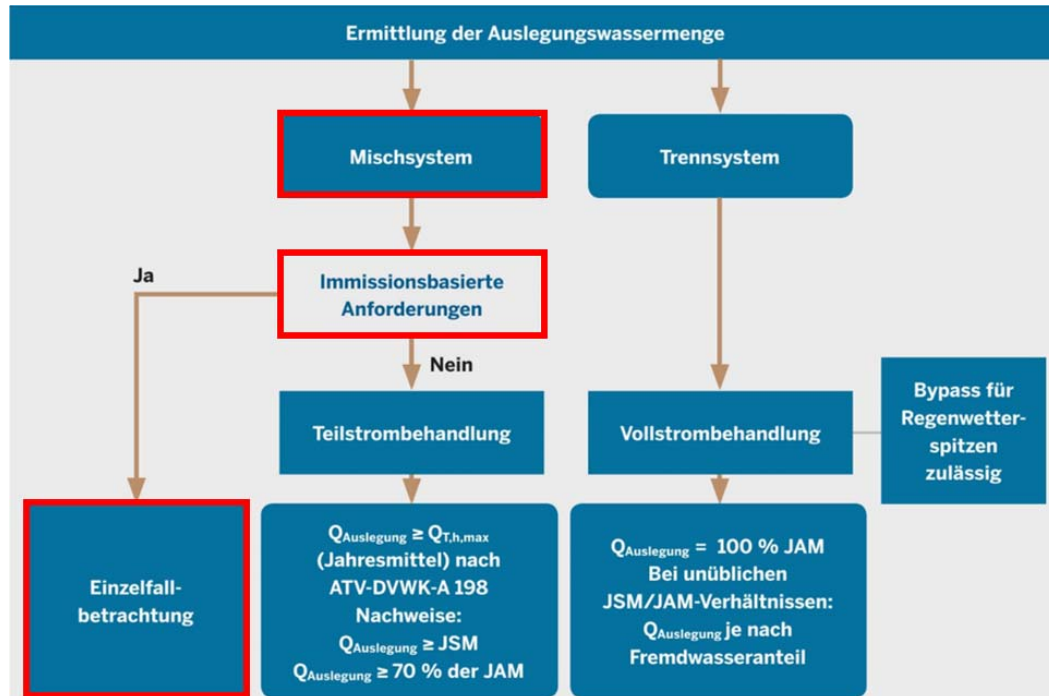


Abb. 7-6: Vorgehensweise Ermittlung Auslegungswassermenge (immissionsbasiert) [1]

In diesem Fall wäre es erforderlich, die Auslegungswassermenge mit der zuständigen Bezirksregierung abzustimmen und die Anlage ggf. auf eine Vollstrombehandlung auszulegen. Der Vorteil wäre die weitestgehende Verringerung der Mikroschadstoffkonzentration im Kläranlagenablauf. Eine Vollstrombehandlung würde allerdings hohe Kosten mit sich bringen, es ist daher abzuschätzen, ob eine Behandlung des Trockenwetterzuflusses oder einer Teilmenge des Mischwasserzuflusses ausreichen würde, um das gewünschte Reinigungsziel einzuhalten. Bei der Entscheidung sind außerdem die vorhandenen Platzverhältnisse auf der Anlage sowie das Kosten/Nutzen-Verhältnis mit einzubeziehen.

Bei einer Vollstrombehandlung entspricht die zu behandelnde Wassermenge in der 4. Reinigungsstufe dem Mittelwert der Jahresabwassermengen von 2015 – 2019. Sie liegt gemäß Tab. 7-4 bei 318.348 m<sup>3</sup>/a.

Tab. 7-4: JAM Auslegung nach immissionsbasiertem Ansatz (Bestandsdaten 2015 - 2019)

Jahr	Jahresabwassermenge [m <sup>3</sup> /a]
2015	332.357
2016	338.979
2017	336.812
2018	289.153
2019	294.439
<b>Mittelwert</b>	<b>318.348</b>

Um sicherzustellen, dass das gesamte Abwasser behandelt werden kann, ist die Anlage auf eine Auslegungswassermenge von 136,5 m<sup>3</sup>/h zu bemessen.

#### Gewählte Auslegungsgröße für die weitere Planung

Nach Rücksprache mit der Bezirksregierung (Julia Lange) am 17.09.2020 wird für die weitere Planung der Anlage die Teilstrombehandlung mit folgenden Auslegungswerten gewählt:

Auslegungswassermenge:  $Q_{\text{Auslegung}} = Q_{T,h,\text{max}} = 74,5 \text{ m}^3/\text{h}$

Behandlungswassermenge:  $JSM = 231.046 \text{ m}^3/\text{a}$

### **7.3. Mögliche Flächennutzung**

Für die Errichtung neuer Becken oder Gebäude für die 4. Reinigungsstufe wird ausreichend Platz auf freien Flächen des Kläranlagengeländes benötigt.

Für die optimale Aufstellung der neu geplanten Stufe gibt es verschiedene Kriterien, die zu beachten sind:

1. Zur Vermeidung unnötiger Förderhöhen und damit verbundener Steigerungen im Energieaufwand und somit auch der Betriebskosten sind unnötig weite Transportwege des Wassers zu vermeiden.
2. Die Verkehrswege auf der Kläranlage müssen erhalten oder soweit abgeändert werden, dass die gängigen Arbeiten auf der Kläranlage nicht behindert werden. Die neu zu errichtende Stufe sollte verkehrstechnisch gut erreichbar sein.
3. Ein Mindestabstand zum Bach sowie zur Böschung sollte eingehalten werden, um zum einen die bauliche Umsetzung praktisch zu ermöglichen und zum anderen eine Schädigung der Anlage bei Hochwasserereignissen zu verhindern.

Für die Errichtung eines Pumpwerks und der 4. Reinigungsstufe eignet sich die Freifläche nördlich des Kläranlagengeländes, welche im Lageplan in *Abb. 7-7* eingezeichnet ist. Das Abwasser kann hier von der Nachklärung ohne große Umleitung und Höhendifferenz der Anlage zugeführt werden und im Anschluss im Freigefälle zum Ablaufmessbauwerk zurückfließen. Eine gute Zugänglichkeit kann über eine neue Straße sichergestellt werden. Eine Gefahr durch Hochwasser des Züllighovener Baches besteht auf der vorgesehenen Fläche nicht. Die Bereiche, in denen es bei Hochwasser zu Überschwemmungen kommen könnte, sind in einem Lageplan in Anlage D dargestellt. Das Spülabwasser kann über eine Druckrohrleitung dem Kläranlagenprozess erneut zugeführt werden. Da es bei der Rückspülung in geringen Maßen zum Austrag von Filtermaterial, also Sand- oder Aktivkohlepartikeln, kommt, sollte die Zuleitung in den Schacht zwischen Rechengebäude und Sandfang erfolgen.

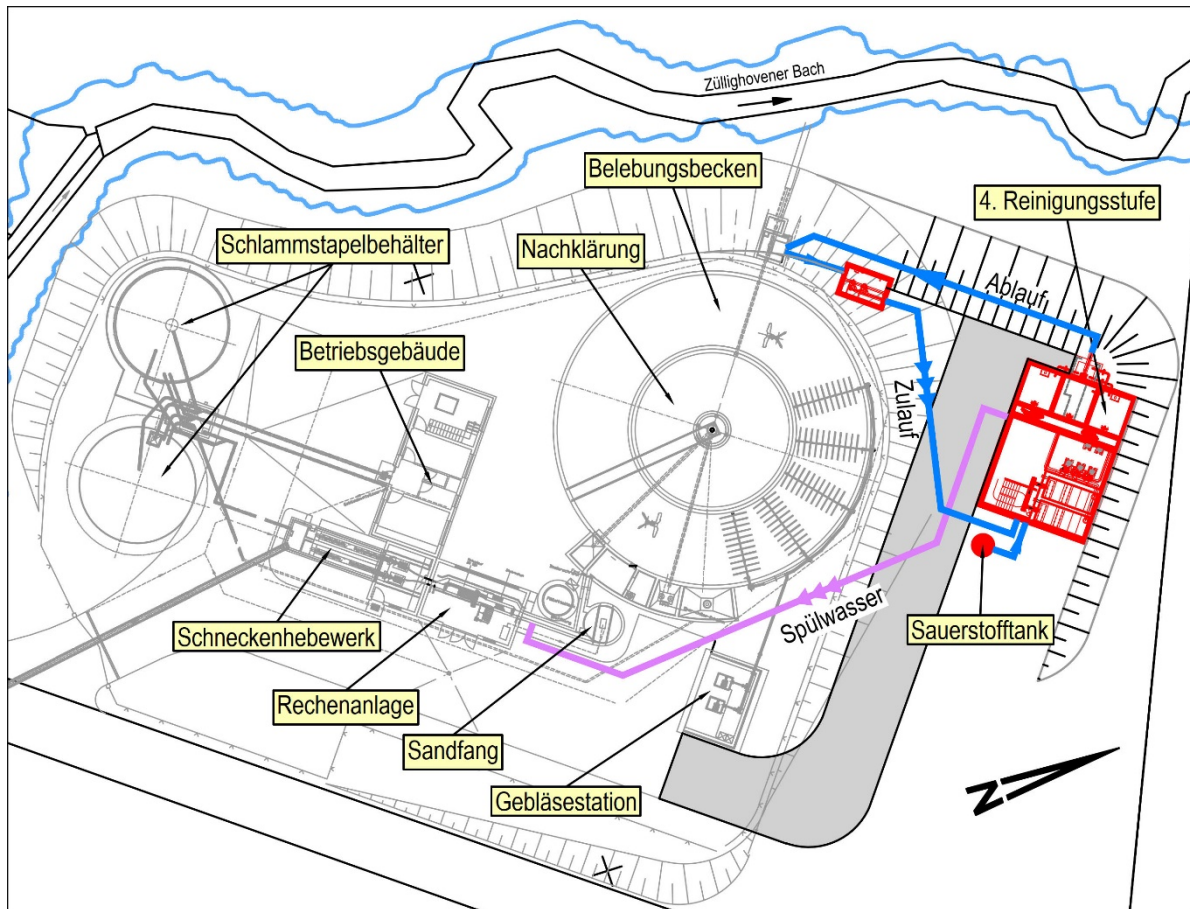


Abb. 7-7: Lageplan mit eingezeichneter Freifläche für die 4. Reinigungsstufe

#### 7.4. Zusammenstellung der Bemessungsparameter

Abschließend sind hier die wichtigsten Parameter für die Auslegung der 4. Reinigungsstufe tabellarisch zusammengestellt. Die im nächsten Kapitel durchgeführte Planung der verschiedenen Verfahrensvarianten beruht auf diesen Bemessungsdaten.

Tab. 7-5: Bemessungsparameter 4. Reinigungsstufe

	Parameter	Abkürzung	Wert	Einheit
<b>Hydraulische Parameter</b>	Max. stündlicher Trockenwetterabfluss	$Q_{T,h,max}$	74,50	m <sup>3</sup> /h
	Jahresschmutzwassermenge	JSM	231.046,00	m <sup>3</sup> /a
<b>Abwasserparameter Ablauf Nachklärung</b>	Dissolved Organic Carbon	DOC	5,00	mg/l
	Nitrit	NO <sub>2</sub> -N	0,06	mg/l

## 8. Auslegungsvarianten

Aktuell gibt es keine gesetzlichen Vorgaben in Bezug auf die Auslegung einer 4. Reinigungsstufe. Das Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW hat zu diesem Zweck eine Broschüre zur Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination herausgebracht. Für eine optimale Elimination von Mikroschadstoffen wird die Kombination einer oxidativen Stufe (z.B. Ozon- oder UV-Behandlung) empfohlen. Als oxidative Stufe hat sich die Ozonbehandlung in der Abwasserbehandlung bewährt und wird für die Kläranlage Wachtberg-Züllighoven vorgeschlagen.

Zur weiterführenden Entscheidungsgrundlage bei der Auswahl der Nachbehandlungsverfahren nach der oxidativen Stufe dienen Auslegungsvarianten für eine Filtration im Sandfilter, am GAK-Filter sowie am kontinuierlich durchströmten Sandfilter sowie GAK-Filter (DynaSand + DynaSand/GAK-Filter der Firma Nordic Water). Die Auslegungen bilden die Basis für Bauzeichnungen, Bestimmung von Wasser- oder Energieverbräuchen und sind somit auch grundlegend für weitere Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen.

Allgemein ist bei freier Verfahrenswahl eine gut funktionierende Kläranlage mit niedrigem CSB (oder DOC) sowie einer niedrigen AFS-Konzentration im Ablauf optimal. Hohe Feststoffgehalte setzen Filter schnell zu und würden bei einer Ozonung den Ozonbedarf und bei Aktivkohlefiltern die Anzahl an Rückspülungen stark erhöhen [64]. Beides erhöht sowohl Arbeits- als auch den finanziellen Aufwand.

Wesentliche Betriebsparameter für die 4. Reinigungsstufe sind bei der Ozonung die Ozondosis, die Kontaktzeit (EBCT) und die Reaktionszeit. Bei der Nachbehandlung mittels Filtration sind es die Filtergeschwindigkeit, die durchsetzbaren Bettvolumina, die Spülintervalle/-geschwindigkeit und die Art des Filtermaterials (insbesondere die Aktivkohlearte). [94]

### 8.1. **Ozonung als grundlegendes Verfahren**

Die Ozonung bildet die Vorbehandlung in der 4. Reinigungsstufe. Die Nachbehandlung mittels Sandfilter in Kap. 8.2 und 8.4 sowie die Nachbehandlung mittels granulierter Aktivkohle in Kap. 8.3 und 8.5. bauen auf diese Auslegung auf.

#### Dimensionierung der Kontaktreaktoren

Grundlegend für die Festlegung der Dimensionen ist die zuvor in Kap. 7.2 bestimmte Auslegungswassermenge von  $Q_{\text{Auslegung}} = 74,5 \text{ m}^3/\text{h}$ . An dieser, als auch an der Aufenthaltszeit des Wassers bemisst sich das Beckenvolumen, mit dem viele weitere Ausgangsgrößen bestimmt werden können. Nach dem Kompetenzzentrum NRW ist für die Ozonung eine Aufenthaltszeit von 15 bis 30 Minuten vorzusehen. [90] Da bei einer ersten Planung nicht von optimalen Bedingungen ausgegangen werden sollte, wird sich an den Vorgaben von 30 Minuten orientiert. Die exakten Zeiten müssen im weiteren Projektverlauf mittels Ozonzehrungstests

ermittelt werden. Weitere Quellen geben kürzere Aufenthaltszeiten von unter 20 Minuten als durchaus realistisch an. [95] Auf der Kläranlage Neugut befindet sich das Wasser bei Regenwetter lediglich 13 Minuten im Ozonkontaktreaktor. Jedoch sind diese Zeiten stark abhängig von der Wasserzusammensetzung. Durch längere Aufenthaltszeiten wird die korrekte Funktionalität des Prozesses abgesichert. [96] Die Berechnung des Volumens erfolgt nach Formel 8.1, wonach sich ein Volumen von 37,3 m<sup>3</sup> ergibt.

$$[90] \quad V = Q_{\text{Auslegung}} \cdot t_{\text{Kontakt}} \quad (8.1)$$

$$V = 74,5 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 0,5 \text{ h} = 37,3 \text{ m}^3$$

Die Anlage wird so konzipiert, dass bei eventuellen Störungen oder Wartungsarbeiten ein Becken problemlos, ohne Verzögerungen oder einen kompletten Ausfall des Betriebs zu verursachen (n+1 Regel), außer Betrieb genommen werden kann. Aus diesem Grund muss mindestens eine Zweistraßigkeit des Systems gegeben sein. Es werden daher zwei Becken à mindestens 42,8 m<sup>3</sup> (Gesamtvolumen 85,6 m<sup>3</sup>) vorgesehen, um unnötiges Reservevolumen einzusparen. Die Diffusoren sollen das Ozon in mindestens 5 m Tiefe in das Wasser einbringen, um sicherzustellen dass es zu einem Stoffübergang kommt. [90] Für die Auslegung wird daher eine Tiefe von 6 m vorgesehen. Alle Auslegungswerte werden in *Tab. 8-1* zusammengefasst.

*Tab. 8-1: Auslegung der Ozonkontaktreaktoren*

Auslegungsparameter	Wert	Einheit
<b>Wassermengen</b>		
<b>Auslegungswassermenge</b>	74,50	m <sup>3</sup> /h
<b>Kontaktreaktoren</b>		
<b>Kontaktzeit</b>	00,50	h
<b>Volumen je Straße erforderlich</b>	37,25	m <sup>3</sup>
<b>Volumen je Straße gewählt</b>	42,84	m <sup>3</sup>
<b>Beckenanzahl gesamt</b>	2,00	n+1
<b>Gesamtvolumen (2 Becken)</b>	85,68	m <sup>3</sup>
<b>Beckentiefe innen</b>	6,00	m
<b>Breite innen je Becken</b>	1,70	m
<b>Länge innen je Becken</b>	4,20	m

### Ozondosis bei Nachbehandlung durch Sandfilter

Eine weitere maßgebliche Steuerungsgröße für die Ozonung ist die Ozondosierung, welche in der Regel über die DOC-Konzentration im Zulauf zur 4. Reinigungsstufe mit Hilfe der spezifischen Dosierung  $z_{spez}$  ausgedrückt wird. Zur Berechnung wird sich an den Vorgaben des Kompetenzzentrums NRW unter Verwendung der folgenden Formeln orientiert:

$$[90] \quad c_{O_3} = z_{spez} \cdot c_{DOC} \quad (8.2)$$

$$B_{O_3,max} = Q_{Auslegung} \cdot c_{O_3} \quad (8.3)$$

$$B_{O_3,min} = Q_{T,2h,min} \cdot c_{O_3} \quad (8.4)$$

$$c_{O_3} = \text{Ozondosis} \left[ \frac{gO_3}{m^3} \right]$$

$$z_{spez} = \text{spezifische Ozondosis} \left[ \frac{gO_3}{g_{DOC}} \right]$$

$$c_{DOC} = \text{DOC-Konzentration im Zulauf 4. RS} \left[ \frac{g_{DOC}}{m^3} \right]$$

$$B_{O_3,max} = \text{maximale/minimale Ozonerzeugung} \left[ \frac{kg}{h} \right]$$

Die Kläranlage Wachtberg-Züllighoven verfügt über keine regelmäßige DOC-Messung, daher wurde hier im Rahmen des Spurenstoffmonitorings der DOC-Wert in die Messreihe mit aufgenommen. Die Auswertung hinsichtlich der DOC-Konzentration ist in Kap. 6.3.4 „Haupt- und Summenparameter“ nachzulesen.

Die spezifische Ozondosis je mg DOC wurde in der Vergangenheit in verschiedenen Versuchen getestet. Eine Übersicht über die jeweils verwendeten und empfohlenen Dosen ist in Tab. 8-2 dargestellt.

Tab. 8-2: Übersicht verschiedener Testreihen zu spezifischen Ozondosen

Getestet von	Ermittelte spezifische Ozondosis z [mg <sub>O3</sub> /mg <sub>DOC</sub> ]
Schaar und Kreuzinger [97]	0,7
Barjenbruch und Firk [98]	0,6 – 0,8
Abegglen und Siegrist [12]	0,7 – 0,9
Jekel und Dott [44]	0,8 – 1,2

Für die Auslegung der Ozonerzeugung auf der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven wird im Rahmen dieser Studie eine mittlere spezifische Ozondosis von  $z_{spez} = 0,7 \text{ mg}_{O_3}/\text{mg}_{DOC}$  gewählt. Wird zusätzlich der mittlere gemessene DOC von  $5 \text{ mg}_{DOC}/\text{l}$  angenommen, ergibt sich mittels Formel 8.2 die zuzuführende Ozonkonzentration wie folgt:

$$c_{O_3} = 0,7 \frac{mgO_3}{mgDOC} \cdot 5,0 \frac{mgDOC}{l} = 3,5 \frac{gO_3}{m^3}$$

Über die mittlere Ozonkonzentration und die Auslegungswassermenge lässt sich die benötigte Menge an zu produzierendem Ozon ermitteln:

$$B_{O_3,max} = 74,5 \frac{m^3}{h} \cdot 3,5 \frac{gO_3}{m^3} = 0,26 \frac{kgO_3}{h} = 6,26 \frac{kgO_3}{d}$$

$$B_{O_3,min} = 9,1 \frac{m^3}{h} \cdot 3,5 \frac{gO_3}{m^3} = 0,03 \frac{kgO_3}{h} = 0,76 \frac{kgO_3}{d}$$

Für eine genauere Abschätzung des Ozonbedarfs und eine detailliertere Planung der Anlage müssten noch umfangreichere DOC-Messungen angestellt werden.

Die Auslegung erfolgt hier auf die maximale Auslegungswassermenge, um den Betrieb bei Spitzenabflüssen zu gewährleisten. Um die Menge an tatsächlich benötigten Betriebsmitteln erfassen zu können, muss die in der Anlage zu behandelnde Abwassermenge, in diesem Fall die Jahresschmutzwassermenge, berücksichtigt werden. Hierfür geht in die Berechnung mittels Formel 8.5 ein Lastfaktor ein. [99]

$$[99] \quad \text{Lastfaktor} = \frac{JSM}{Q_{Auslegung} \cdot \frac{Tage}{Jahr} \cdot \frac{Stunden}{Tag}} \quad (8.5)$$

$$\text{Lastfaktor} = \frac{231.460 \frac{m^3}{a}}{74,5 \frac{m^3}{h} \cdot 365 \frac{d}{a} \cdot 24 \frac{h}{d}} \approx 0,35$$

Wird weitergehend beachtet, dass aus LOX 10 % des Sauerstoffs in Ozon umgewandelt werden kann, ergibt sich nach Formel 8.6 ein jährlicher Sauerstoffbedarf von 7.994,6 kg LOX.

$$\dot{m}_{O_2} = \frac{\dot{m}_{O_3,max} \cdot \text{Lastfaktor}}{0,1 \frac{g O_3}{g O_2}} \quad (8.6)$$

$$\text{Sauerstoffbedarf} = \frac{6,26 \frac{kg O_3}{d} \cdot 0,35}{0,1 \frac{g O_3}{g O_2}} = 21,90 \frac{kg O_2}{d} = 7.994,60 \frac{kg O_2}{a}$$

#### Ozondosis bei Nachbehandlung durch GAK (Teilozonung)

Für die geeignete Menge der Ozon-Dosierung bei einer Nachbehandlung mittels biologisch aktivierter granulierter Aktivkohle wird sich an den Versuchen der Pilotanlage auf der Kläranlage Detmold orientiert. Ein Großteil der Untersuchungen zu dem Kombinationsverfahren wurde mit Ozondosen einer Vollozonung durchgeführt. Damit dieses Verfahren wirtschaftlich ist, müssten die Kosten für den Ozoneintrag allerdings gesenkt werden. Aufgrund dessen wurden u.a. auf den Kläranlagen Furt-Bülach (Schweiz) und Detmold



Versuche mit geringeren Ozondosen gefahren. Dabei stellt sich heraus, dass auch mit geringeren Ozondosen bei der Kombination mit anschließender BAK-Filtration das Eliminationsziel für nahezu alle Mikroschadstoffe eingehalten werden konnte. Es ist anzunehmen, dass die Aufenthaltszeit einen wesentlich höheren Einfluss auf die Eliminationsleistung hat als die Ozondosis. Des Weiteren fällt die Bildung von Bromit zu kanzerogenem Bromat deutlich geringer aus. Im Folgenden wird deshalb, wie in dem Forschungsvorhaben auf der Kläranlage Detmold, eine mittlere spezifische Ozondosis von  $z_{spez} = 0,29 \text{ mgO}_3/\text{mgDOC}$  gewählt. [94]

Analog zu der vorangegangenen Berechnung für die Variante mit Sandfiltration ergibt sich aus den Formeln bei einem DOC von  $5 \text{ mgDOC/l}$  eine zuzuführende mittlere Ozonkonzentration von  $1,45 \text{ gO}_3/\text{l}$  und eine Produktionskapazität des Ozonerzeugers von  $2,59 \text{ kgO}_3/\text{d}$ . Für die Betriebsmittel ergibt sich ein jährlicher Bedarf an LOX von  $3.350,2 \text{ kg}$ .

#### Ozondosis bei Nachbehandlung durch DynaSand- und DynaSand/GAK-Filter

Die Auslegung der Ozonmenge erfolgt für die kontinuierlich betriebenen Filter analog der Nachbehandlung mit Sandfiltern bzw. Aktivkohlefiltern. Es wird daher an dieser Stelle nicht erneut darauf eingegangen.

Die Auslegungen der Ozondosierungen werden in *Tab. 8-3* dargestellt.

*Tab. 8-3: Ozondosierung bei Nachbehandlung durch Sand-, GAK- und kontinuierlich gespültem Sand- und GAK-Filter*

		Sandfilter (Vollozonung)	BAK (Teilozonung)
	Einheit	Wert	Wert
<b>Ozoneintrag</b>			
<b>C<sub>DOC, mittl.</sub></b>	mgDOC/l	5,01	5,01
<b>Z<sub>spez</sub></b>	mgO <sub>3</sub> /mgDOC	0,7	0,29
<b>mittlere Ozondosis</b>	gO <sub>3</sub> /m <sup>3</sup>	3,50	1,45
<b>Ozonmenge maximal</b>	gO <sub>3</sub> /h	260,75	108,03
<b>Ozonmenge minimal</b>	gO <sub>3</sub> /h	31,85	13,20
<b>Lastfaktor</b>			
<b>Faktor</b>	-	0,35	0,35
<b>Sauerstoffbedarf</b>			
<b>täglicher Bedarf Ozon</b>	kgO <sub>3</sub> /d	2,19	0,92
<b>täglicher Bedarf Sauerstoff</b>	kgO <sub>2</sub> /d	21,90	9,18
<b>Jahresbedarf Sauerstoff</b>	tO <sub>2</sub> /a	7,99	3,35

## 8.2. Variante 1: Nachbehandlung mit Sandfiltern

Die Sandfiltration ist, wie in Kap. 5.3.2.1 bereits erläutert, eines der gängigen Nachbehandlungsverfahren der Ozonung. Für die Auslegung eines Sandfilters sind die Filtergrößen, die Filtergeschwindigkeit, der Schichtaufbau sowie das zu verwendende Filtermaterial von großem Interesse.

### Dimensionierung

Zunächst wird die Filtergeschwindigkeit festgelegt, da von dieser die Dimension des Filterbeckens abhängt. Die Nachbehandlung kann sowohl mit Langsamfiltern als auch gängigen Schnellsandfiltern durchgeführt werden. [90] Da auf der Kläranlage Wachtberg-Züllighofen die Platzkapazitäten für einen Langsamfilter nicht gegeben sind, wird die zweite Variante gewählt. In der Regel beträgt die Geschwindigkeit der Schnellsandfilter 5-15 m/h. [90] Aufgrund dessen wird eine mittlere Geschwindigkeit von 10,0 m/h gewählt. In Kombination mit der Auslegungswassermenge von 74,5 m<sup>3</sup>/h ergibt sich eine benötigte Filterfläche von rd. 7,5 m<sup>2</sup> (s. Formel 8.7).

$$A_{Filter} = \frac{Q_{Auslegung}}{v_{Filter}} = \frac{74,5 \frac{m^3}{h}}{10 \frac{m}{h}} = 7,45 m^2 \quad (8.7)$$

Die Filterfläche wird auf mehrere Filter aufgeteilt. Zusätzlich wird, wie zuvor bei der Ozonung, ein Redundanzvolumen geschaffen. So können an einem Filter ohne Beeinträchtigung der Filterleistung Wartungsarbeiten vorgenommen werden. Besonders wichtig ist diese Vorkehrung für die Filterrückspülungen, die zwingend regelmäßig durchgeführt werden müssen. Durch die Spülungen wird das Filterbett aufgelockert und die Feststoffe aus dem Filter gespült. Diese würden das Material sonst auf Dauer zusetzen und verstopfen oder auch durch Verblockungen für eine ungleichmäßige Durchspülung des Filters sorgen. [100] Eine Möglichkeit die Filterfläche aufzuteilen, besteht darin, 2 + 1 Filter mit jeweils 4,2 m<sup>2</sup> Filterfläche zu errichten. Die drei Filter mit den Maßen 1,6 m x 2,6 m würden somit eine Filteroberfläche von 12,5 m<sup>2</sup> generieren.

### Aufbau der Filterschichten

Die Bestimmung der Filterschichten verläuft nach den Vorgaben üblicher Schichtgrößen und Filtermaterialien der „Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.“ (DWA). Demnach wird die eigentliche Filterschicht, bestehend aus Quarzsand mit Korngrößen von 1,0 bis 3,0 mm, auf eine 0,3 m hohe Stüttschicht aus Filterkies geladen. [75] Die Höhe der Filterschicht wird auf ein Maximum von 2,0 m beschränkt. Das gesamte Filterbettvolumen ergibt sich so zu 25,0 m<sup>3</sup>. Bei dem Durchfluss von 74,5 m<sup>3</sup>/h beträgt die Aufenthaltszeit des Wassers im Filter 20,1 Minuten. Im Fall des Ausfalls oder der Rückspülung eines Filters (n-1) liegt die Aufenthaltszeit bei 6,7 Minuten. Zusätzlich sollte eine Überstauhöhe des Wassers berücksichtigt werden. Diese muss ausreichen, um bei Rückspülungen einen ungewollten Sandaustrag oben aus dem Filter zu verhindern. [75] In diesem Beispiel wird die Überstauhöhe auf 2,0 m begrenzt.

## Rückspülungen

Filter müssen in sich verändernden, zeitlichen Abständen rückgespült werden, um die Grobstoffe, die die Filter verstopfen würden, aus diesem zu lösen. [90] Um den Aufbau eines Biofilms oder den Film an sich nicht zu zerstören, werden die Spülungen auf maximal einmal täglich begrenzt. Die Rückspülzyklen sind dabei abhängig vom Durchgangswiderstand bzw. der Überstauhöhe. In der Versuchsreihe werden Zeiträume von ein bis zwei Tagen als üblicher Rückspülzyklus genannt. [101] Die korrekte Auslegung der Spülvorgänge ist im Hinblick auf die Auslegung der Spülwasservorlage des dem Filter nachgeschalteten Spülwasserpufferbehälters und des Druckluftgenerators besonders wichtig. Die Spülwasservorlage muss mindestens das Spülwasser für eine Filterrückspülung bereithalten. Der Puffer dient dazu, das Abwasser mit den darin enthaltenen Grobstoffen vorerst zu speichern. Um keine Spitzenbelastung hervorzurufen, wird das Wasser aus dem Puffer über einen längeren Zeitraum kontinuierlich der Kläranlage wieder zugeführt. Der Behälter muss über ein geringfügig größeres Volumen als die Vorlage verfügen, da zusätzlich zum eigentlichen Spülwasser das gefilterte Wasser aus den ersten Minuten der Inbetriebnahme in den Pufferbehälter geleitet wird. [75] Grund dafür ist, dass in diesem Zeitraum Grobstoffe, die bei der Rückspülung nicht korrekt ausgetragen wurden, durch den Filter transportiert werden und in den Ablauf gelangen könnten.

Rückspülvorgänge bestehen in der Regel aus einer Phase der Wasser- und einer Phase der Luftspülung mit bestimmten Spülgeschwindigkeiten. Der genaue Ablauf sowie vorbestimmte Geschwindigkeiten werden in *Tab. 8-4* und *Tab. 8-5* dargestellt.

*Tab. 8-4: Vorschlag zum Ablauf einer Filterrückspülung [75]*

Phase	Zweck	Luftgeschwindigkeit	Wassergeschwindigkeit	Dauer
		[m/h]	[m/h]	[min]
1.	Unterbrechung des Zuflusses			4
2.	Absenken des Überstauwasserspiegels			3
3.	Aufbrechen der Filtermaterialschüttung	90		3
4.	Durchmischung der Medien bei hoher Turbulenz	90	15	3
5.	Austragen der Feststoffe		60	5
6.	Klassierung der Filtermedien und Trennung der Schichten		60	3
7.	Inbetriebnahme des Filters			4
	Zeitbedarf Spülprogramm			25

Tab. 8-5: Verschiedene Filtermaterialien und Vorgaben zur Rückspülgeschwindigkeit [75]

Filtermaterial	Körnung	Feststoff- dichte*	Kornnass- dichte*	Schütt- dichte*	Spülgeschwindigkeit* für eine ausreichende Ausdehnung
	[mm]	[g/cm <sup>3</sup> ]	[g/cm <sup>3</sup> ]	[kg/m <sup>3</sup> ]	[m/h]
<b>Anthrazit</b>	1,4 – 2,5	1,4	1,4	720	55 – 60
<b>Blähschiefer</b>	1,4 – 2,5	2,5	1,2 – 1,7	650	60
<b>Quarzsand</b>	0,7 – 1,25	2,5	2,5	1500	55
<b>Anmerkung *) Richtwerte, maßgebend sind Herstellerangaben</b>					

Zusammenfassend besteht der Vorgang aus sechs Minuten Luftspülung und 11 Minuten Wasserspülung. Zwischendurch überschneiden sich die verschiedenen Spülungen für drei Minuten. Während der Vorgänge wird das Filtermaterial aufgebrochen, durchmischt, gespült und wieder klassiert. [75]

Im Folgenden werden die einzelnen Phasen sowie die gewählten Spülmedien aufgeführt und deren Verbräuche für die weitere Auslegung mittels Formel 8.7 berechnet. Es werden pro Filter und Spülung 37,4 m<sup>3</sup> Luft und 36,4 m<sup>3</sup> Wasser benötigt.

$$V_{\text{Spülwasser}} = Q_{\text{Spül}} * t_{\text{Spül}} = v_{\text{Spül}} * A_{\text{Filter}} * t_{\text{Spül}} \quad (8.7)$$

$$V_{\text{Spülwasserspeicher}} = V_{\text{Spülwasser}} + V_{\text{Erstfiltrat}} \quad (8.8)$$

Tab. 8-6: Verbrauch Spülmedien bei Rückspülung Sandfilter

Phase	Einheit	Aufbruch	Durchmischung	Austrag	Klassierung
Spülmedium		Luft	Luft	Wasser	Wasser
<b>Spülgeschwindigkeit [75]</b>	m/h	90,0	90,0	15,0	55,0
<b>Spüldauer [75]</b>	min	3,0	3,0	3,0	5,0
<b>Verbrauch</b>	m <sup>3</sup> /Filter	18,7	18,7	3,1	20,8
<b>Gesamtverbrauch</b>	m <sup>3</sup> /Filter	37,4		36,4	

Es wurde in der Darstellung nur der Rückspülvorgang an sich betrachtet. Hingegen vernachlässigt werden die ersten vier Minuten der Inbetriebnahme, die für die Auslegung des Pufferbehälters bedeutend sind. Dabei fallen für den Pufferbehälter 2,8 m<sup>3</sup> zusätzliches Abwasser an. Somit sollte der Puffer nach Formel 8.8 mindestens 39,2 m<sup>3</sup> Volumen fassen.

### Biofilm im Sandfilter

Die Nachbehandlung von ozoniertem Wasser wird als notwendig angesehen. Dazu wird eine biologische Variante empfohlen. Unproblematisch sind die Transformationsprodukte aus organischen Mikroverunreinigungen, die geringere Wirkungen auf das aquatische Ökosystem haben als ihre Ausgangsstoffe. Bei der Oxidation des Ozon mit der Abwassermatrix (mit anorganischem oder inertem organischem Material sowie zuvor entstandenen Abbauprodukten) ist die Bildung von meist noch nicht näher erforschten Oxidationsnebenprodukten möglich. Diese können eine höhere Toxizität aufweisen als die Spurenelemente vor der Ozonbehandlung. Solche Nebenprodukte wie Aldehyde, Ketone und organische Säuren werden in einem Filter mit biologischer Aktivität durch den Biofilm wieder abgebaut. [102]

Während des Betriebs eines Filters setzen sich in ihm und vor allem auf seiner Oberfläche kleine Partikel ab. Durch diese Ansammlung verschiedener Grob- und Nährstoffe kann in der sogenannten Schmutzdecke zuerst die biologische Aktivität durch die Bildung des Biofilms entstehen. Nach und nach werden alle Oberflächen der Sandkörner im gesamten Filter mit einem Biofilm belegt. [103] Durch diese Filme entsteht biologische Aktivität und Teile der Oxidations- und Transformationsprodukte werden abgebaut. So fungieren reguläre Sandfilter auch als biologische Nachbehandlung. [102] Insgesamt sind die verschiedenen Prozesse in biologischen Filtern jedoch nicht gut erforscht, sodass Reaktionen im Biofilter häufig eine „Black-box“ für die Betreiber sind. [103]

Dass Bakteriengruppen sich bevorzugt zu den sogenannten Biofilmen ansiedeln, hängt damit zusammen, dass sie dadurch viele Vorteile erzielen können. „Zu diesen Vorteilen zählen der Schutz vor Umwelteinflüssen, die Akkumulation von Nährstoffen und die Ausbildung von Mikrokonsortien“. [103] Die Voraussetzungen wie Wasser, Nährstoffe und Grundstämme an Mikroorganismen werden durch das zu behandelnde Abwasser ausreichend geliefert. [103]

Insgesamt lässt sich sagen, dass sich ein Sandfilter, der bereits länger in Betrieb ist, besser zum Abbau von Transformationsprodukten oder ähnlichem eignet. Bei frisch ausgetauschtem Material ist der Biofilm noch nicht vorhanden. Durch das Fehlen des Biofilms beschränken sich die Eigenschaften eines neuen Filters ausschließlich auf das Zurückhalten von Grobstoffen. Gelöste Stoffe im Abwasser können dann nicht abgebaut werden. [103]

### 8.3. Variante 2: Nachbehandlung mit granulierter Aktivkohle

#### Dimensionierung

Die Verfahrenskombination aus Ozon und GAK-Filter hat sich in der Trinkwasseraufbereitung bereits seit über 50 Jahren bewährt. Die Wirksamkeit der Kombination ist demnach bestätigt. Bei dieser Variante können außerdem, neben dem biologischen Abbau, weitere positive Nebeneffekte erzielt werden. Durch die adsorptive Wirkung der Aktivkohle können auch organische Stoffe zurückgehalten werden. [102]

Die Auslegung des Systems verläuft ähnlich zur Auslegung der Sandfilter. Grundlegende Größen stellen die Leerbettkontaktzeit und die Filtergeschwindigkeit dar. Vom Kompetenzzentrum NRW werden wie zuvor beim Sandfilter Geschwindigkeiten von 5 - 15 m/h empfohlen, und hier auf 5 m/h festgelegt. Des Weiteren werden GAK-Filter nach der sogenannten Leerbettkontaktzeit (EBCT, s. Formel 8.8) ausgelegt. Diese wird wiederum auf eine halbe Stunde festgelegt. [90] Aus EBCT mit der gewählten Filtergeschwindigkeit ergibt sich eine Filterhöhe von 2,5 m (s. Formel 8.8).

$$[40] \quad EBCT = \frac{L_F}{v_F} \cdot 60 \text{ [min]} \quad (8.8)$$

$$L_F = \frac{EBCT}{60} \cdot v_F = \frac{30}{60} \cdot 5 = 2,5 \text{ m}$$

$EBCT$  = empty bed contact time (Leerbettkontaktzeit)[min]

$L_F$  = Höhe des Filterbetts

$v_F$  = Filtergeschwindigkeit [m/h]

Die benötigte Filterfläche von 14,9 m<sup>2</sup> ergibt sich aus der Filtergeschwindigkeit und der Auslegungswassermenge. Diese Fläche wird auf 2 Filter mit jeweils 7,8 m<sup>2</sup> aufgeteilt, sodass sich pro Filter ein Volumen von 19,5 m<sup>3</sup> ergibt. Wie bereits im Sandfiltersystem muss ein weiterer Filter zur Redundanz errichtet werden. Das Gesamtvolumen aller drei Filter liegt somit bei 58,5 m<sup>3</sup>.

#### Aufbau der Filterschichten

Beim Aufbau wird das gleiche Prinzip wie zuvor beim Sandfilter angewandt. Auf eine Stüttschicht (0,3 m [75] aus Filterkies wird die 2,5 m hohe Schicht aus granulierter Aktivkohle aufgebracht. In Verbindung mit einem Überstau von 2,0 m muss für die Filter eine Beckentiefe von mindestens 4,8 m eingeplant werden.

### Filterrückspülung

Bei der Filterrückspülung ergeben sich kleine Unterschiede zur Sandfiltration. Zum einen ist es von Vorteil, die Luftspülgeschwindigkeit zu reduzieren. Vor allem bei der Luftspülung können starke Abrasionen auftreten [90], was zu vermeiden gilt. Es wird eine Spülgeschwindigkeit von 70 m/h [104] an anderen Anlagen betrieben. Des Weiteren ergeben sich durch die unterschiedliche Filtergröße abweichende Wassermengen, die für die Rückspülung vorgehalten bzw. im Anschluss zurückgehalten werden müssen. Die tabellarische Zusammenfassung kann in *Tab. 8-7* eingesehen werden. Pro Spülung werden insgesamt 63,8 m<sup>3</sup> Wasser benötigt. Durch die vier Minuten, in denen der Filter wieder in Betrieb genommen wird, ergeben sich für den nachgeschalteten Abwasserpuffer zusätzlich 2,6 m<sup>3</sup> vorzuhaltendes Volumen. Somit sollte der Puffer mindestens 65,7 m<sup>3</sup> Volumen fassen.

*Tab. 8-7: Auslegung GAK-Filterrückspülung*

Phase	Spülmedium	Aufbruch		Durchmischung		Austrag		Klassierung	
		Luft	Luft	Wasser	Wasser	Wasser	Wasser	Wasser	
<b>Spülgeschwindigkeit [75],[104]</b>	m/h	70,0	70,0	15,0	55,0	55,0			
<b>Spüldauer [75]</b>	min	3,0	3,0	3,0	5,0	3,0			
<b>Verbrauch</b>	m <sup>3</sup> /Filter	27,3	27,3	5,9	35,8	21,5			
<b>Gesamtverbrauch</b>	m <sup>3</sup> /Filter	54,6		63,1					

### Biofilm im GAK-Filter

Bei der Verwendung von biologisch aktivierter Aktivkohle ist eine sogenannte Teilozonung möglich. [102] Bei dieser Betriebsweise werden geringere Ozondosen verwendet (s. Kap. 8.1, Ozondosis bei Nachbehandlung durch GAK).

Wie auch im Sandfilter siedeln sich Mikroorganismen auf der Aktivkohle bzw. in deren Poren an, wodurch diese biologisch aktiviert wird. [53] Der Vorgang des sich einstellenden Biofilms benötigt in der Regel eine Zeit von mehreren Monaten. Die von der Aktivkohle adsorbierten Stoffe können die Mikroorganismen anschließend biologisch abbauen. [40] Bis zum vollständig biologisch aktivierten Filter durchläuft das Filtermaterial drei Entwicklungsstufen. In der ersten Stufe findet lediglich die physikalische Adsorption an der Aktivkohle statt. Durch die Konkurrenz des DOC werden in dieser Zeit kaum Spurenstoffe eliminiert. Der Biofilm ist zu diesem Zeitpunkt nicht ausgebildet. Diese Phase dauert einen Zeitraum von wenigen Monaten bzw. 3.000 durchgesetzter Bettvolumina an. In der zweiten Phase werden die Adsorptionsstellen der Aktivkohle weiter mit organischem Material besetzt. Durch weniger freie Stellen nimmt die Adsorptionsleistung ab. Die biologische Aktivität nimmt hingegen zu, sodass beide Vorgänge parallel ablaufen. In der letzten Phase findet vorwiegend der biologische Abbau statt. Ein Teil des adsorbierten DOC kann durch den Abbau



eliminiert werden, sodass erneut die Adsorptionskapazitäten des Aktivkohlefilters gesteigert wird. Findet dieser Prozess immer wieder statt, verlängert dies die mögliche Filterlaufzeit des Filters. In der Vergangenheit konnte festgestellt werden, dass sich die Kombination aus einer Ozonungsstufe und einem Aktivkohlefilter positiv auf die biologische Aktivität des Filters auswirkt. [53]

#### Standzeiten und Bettvolumina

Bei der Betrachtung des DOC-Abbaus durch Aktivkohlefilter ist ein GAK-Filter leistungsstärker als ein BAK-Filter einzustufen. Der Vorteil des BAK-Filters ist jedoch die lange Standzeit. Während bei konventionellen Aktivkohlefiltern nach wenigen Monaten das Filtermaterial ausgetauscht bzw. reaktiviert werden muss, haben BAK-Filter Standzeiten von bis zu über 10 Jahren. [53] Genauer kann die Standzeit des Filters in maximal möglich zu durchsetzenden Bettvolumina angegeben werden. Allgemein wird die Standzeit von Filtern durch die Vorbehandlung der Schadstoffe im Wasser mittels Ozon, als auch durch die Nutzung des Biofilms verlängert. Bei Versuchen auf der Kläranlage Eriskirch sind durchgesetzte Bettvolumina von 60.000 erreicht worden. Dabei ging die biologische Eliminierungsrate zuerst zurück, pendelte sich jedoch nach einer Zeit ein und konnte dieses Niveau halten. Auf der Anlage Neugut und Furt sind in Tests ebenfalls hohe durchsetzbare Bettvolumina von 50.000 bzw. 60.000 erreicht worden. [105]

Auch auf der Kläranlage Detmold wurde eine Versuchsanlage mit Ozonung und BAK betrieben. Die Tests der zweiten Laufzeitphase wurden mit einer EBCT von 25 Min. und einer Ozondosis von 2 mg/l, bzw.  $Z_{\text{spez}}$  von 0,29 mgO<sub>3</sub>/mgDOC gefahren. Auf Grundlage dieses Parameters ist die Berechnung der Ozondosis in Kap. 8.1 erfolgt. Die Eliminationsleistung der Indikatorsubstanzen lag bei der Versuchsanlage nach einem Durchsatz von 40.000 BV im Mittel noch über 80 Prozent. Die Trendkurve lässt hier die Vermutung zu, dass längere Standzeiten durchaus möglich sind. Zumal wird bei den Untersuchungen der Eliminationsleistung nur der Reinigungsprozess innerhalb der 4. Reinigungsstufe betrachtet. In NRW wird laut Kompetenzzentrum allerdings auch die zusätzliche Reinigungsleistung der biologischen Stufe mit in die Bewertung einbezogen. [94] Es wird außerdem davon ausgegangen, dass im Fall Wachtberg-Züllighoven bei einer höheren EBCT von 30 Min. eine Filterstandzeit von über 50.0000 BV erreicht werden kann.

Weiterhin können Filterlaufzeiten verlängert werden, indem die Kohle in den Filtern nicht zeitgleich ausgetauscht wird. Die Eliminierungsrate von 80 % muss im Mittel und nicht in jedem Filter einzeln erreicht werden. Filter mit frischer oder reaktivierter GAK können demnach die schlechtere Abbauleistung nicht erneuerter Filter einen gewissen Zeitraum lang ausgleichen. [105]

Im Rahmen dieser Studie werden diesbzgl. keine weiteren Tests durchgeführt und Bettvolumina von 60.000 angenommen. Mittels dieser Abschätzung kann wie folgt die Standzeit der GAK-Filter berechnet werden:

$$[106] \quad t_{GAK/BAK} = \frac{BV \cdot V_F}{Q_F \cdot 24} = \frac{BV \cdot A_F \cdot d_F}{A_F \cdot v_F \cdot 24} = \frac{BV \cdot d_F}{v_F \cdot 24} \quad (8.9)$$

$$t_{BAK} = \frac{60.000 \cdot 58,5 \text{ m}^3}{231.045,9 \frac{\text{m}^3}{\text{a}}} = 15,2 \text{ a}$$

$t_{GAK/BAK}$  = Standzeit

BV = Bettvolumina

$V_F$  = Filtervolumen [ $\text{m}^3$ ]

$Q_F$  = Filterzulauf [ $\text{m}^3/\text{h}$ ]

$A_F$  = Filterfläche [ $\text{m}^2$ ]

$d_F$  = Filterhöhe [m]

$v_F$  = Filtergeschwindigkeit [m/h]

Anhand dieser Abschätzung ist mit einem Austausch der Aktivkohle nach ungefähr 15 Jahren zu rechnen.

#### 8.4. Variante 3: Nachbehandlung mit DynaSand-Filter

##### Filterauslegung

In dieser Variante wird die Nachbehandlung der Ozonung auf Grundlage des kontinuierlich durchströmten DynaSand-Filters der Firma Nordic Water ausgelegt. Die Funktionsweise dieser Filter ist in Kap. 5.3.2.1 nachzulesen. Im Folgenden werden die Angaben des Herstellers gem. Richtpreisangebot vom 25.09.2020 verwendet. Um ein Redundanzvolumen zu schaffen, wird ein zusätzlicher Filter vorgesehen und bei der Planung berücksichtigt.

Die DynaSand-Filtereinheiten können entweder als freistehende Einheit oder in Form von Einbauten in Betonbecken aufgestellt werden. Die freistehenden Modelle bestehen aus einem zylindrischen Tank, meist aus Edelstahl oder GFK (s. Abb. 8-1, links). Bei der Installation in Betonbecken besteht eine Filterzelle aus mehreren Filtermodulen. In der Filterzelle befinden sich die Bodentrichter und die Filtereinbauten sowie ein gemeinsames Sandbett (s. Abb. 8-1, rechts). Für die weitere Auslegung wird der Einbau in Betonbecken gewählt.

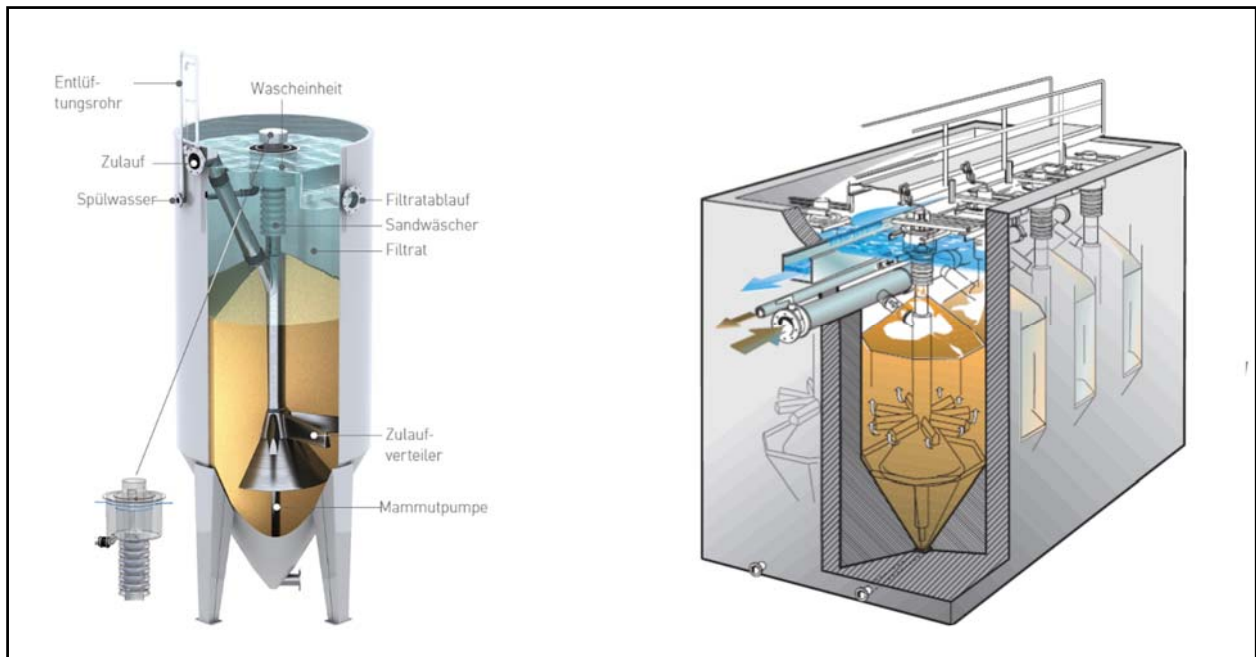


Abb. 8-1: Vergleich zwischen Behälter- (links) [107] und Betonbauweise (rechts) [108]

Vorgesehen wird ein Filter mit einer Fläche von  $5,0 \text{ m}^2$  und einer Filterbetthöhe von  $2,0 \text{ m}$ . Um bei Wartungsarbeiten ein Redundanzvolumen zu schaffen, werden zwei kontinuierlich gespülte Filter in den Betonkörper geplant, sodass sich die Filterfläche auf  $10,0 \text{ m}^2$  verdoppelt. Unter Berücksichtigung der zusätzlichen Sandvolumen in den Konen, also unterhalb des Verteilsterns, entsteht ein aktives Filtervolumen von insgesamt  $25,0 \text{ m}^3$ . Die Oberflächenbelastung liegt dann bei  $7,45 \text{ m}^3/\text{h}$ . Die Körnung des Sandes liegt im Bereich von  $1,0 - 2,0 \text{ mm}$ . Bei einer Schüttdichte des Quarzsandes von  $1,5 \text{ t/m}^3$  werden pro Filter  $18,8 \text{ t}$  und insgesamt  $37,5 \text{ t}$  Sand benötigt. [109]

#### Druckluft und Spülwasser

Für die kontinuierliche Spülung wird Druckluft benötigt. Ein Eintrag von zusätzlichem Spülwasser ist nicht erforderlich, es wird dazu ein Teil des zu reinigenden Abwassers aus dem Filter selbst genutzt. Bei dem Prozess entstehen pro Filter minimal  $3,0$  und maximal  $4,5 \text{ m}^3$  Abwasser/h. In einem Szenario, bei dem aufgrund hoher Verunreinigungen alle Filter kontinuierlich gespült werden müssten, würden insgesamt stündlich maximal  $9,0 \text{ m}^3$  Spülwasser anfallen. Bei geringen Verunreinigungen werden die Filter in Intervallen gespült, dies nennt man Waschwasserreduzierung. Dadurch kann sich die Laufzeit auf lediglich  $40 \%$  reduzieren, wodurch noch ungefähr  $3,6 \text{ m}^3$  Abwasser/h verbraucht werden. [109]

Die maximal zu fördernde Druckluftmenge für alle Filter zusammen beträgt  $360 \text{ NL/min}$ . Mittels Waschwasserreduzierung und einer Laufzeit von nur  $40 \%$  lässt sich der Luftbedarf auf ungefähr  $144 \text{ NL/min}$  reduzieren. Um die Filter mit der benötigten Druckluft zu versorgen, werden zwei Kolbenkompressoren (Leistung:  $24 \text{ m}^3/\text{h}$  bei  $6 \text{ bar}$ , Motor:  $3,0 \text{ kW}$ ) vorgesehen. Einer der beiden Kompressoren dient hier ebenfalls zur

Redundanz. Ein Druckluftbehälter mit einem Volumen von 90-150 l wird unter dem Kompressor montiert.  
[109]

Die Auslegung wird zusammenfassend in folgender Tabelle dargestellt:

Tab. 8-8: Auslegung DynaSand-Filteranlage

Filter		
Fläche pro Filter	5	m <sup>2</sup>
Filterfläche gesamt	10	m <sup>2</sup>
Filteranzahl	2	Filter
Oberflächenbelastung	7,45	m/h
Filterbetthöhe	2,0	m
Filterhöhe	5,95	m
aktives Volumen	25	m <sup>3</sup>
Kontaktzeit	16	min
Spülwasser		
Spülabwassermenge pro Filter		
Minimum	3	m <sup>3</sup> /h Filter
Maximum	4,5	m <sup>3</sup> / Filter
Gesamtspülabwassermenge (zur Pumpenauslegung)		
Minimum	6	m <sup>3</sup> /h
Maximum	9	m <sup>3</sup> /h
Wassermenge bei 40 % Laufzeit	3,6	m <sup>3</sup> /h
Druckluft		
Druckluftbedarf pro Filter		
Minimum	140	NL/min Filter
Maximum	180	NL/min Filter
maximaler Gesamtdruckluftbedarf	360	NL/min
Druckluft bei 40 % Laufzeit	144	NL/min

#### 8.5. Variante 4: Nachbehandlung mit DynaSand Carbon-Filter

Die Auslegung der Nachbehandlung dieser Variante erfolgt ebenfalls auf Grundlage des kontinuierlich durchströmten DynaSand-Filters der Firma Nordic Water. Die Besonderheit besteht allerdings in der Wahl

des Filtermediums, da hier GAK anstelle von Sand verwendet wird. Hier wurde ebenfalls ein Richtpreisangebot des Herstellers mit Datum vom 25.09.2020 eingeholt, dessen Angaben im Folgenden verwendet werden. Genau wie bei der Variante mit Sandfüllung wird ein zusätzlicher Filter vorgesehen.

### Filterauslegung

Analog zum DynaSand-Filter wird auch hier der Einbau in Betonbecken gewählt.

Die DynaSand Carbon-Filter gleichen den herkömmlichen DynaSand-Filtern. Bei der Auslegung ergeben sich allerdings einige Unterschiede aufgrund der verschiedenen Stoffeigenschaften von Aktivkohle und Sand. Da Aktivkohle eine geringere Dichte als Sand besitzt und es so schneller zu einer Fluidisierung des Filterbettes kommen kann, muss eine geringere Oberflächenbelastung angesetzt werden. [107]

Im Betonkörper werden 3 kontinuierlich gespülte Filter mit einer Fläche von jeweils 5 m<sup>2</sup> geplant, sodass sich eine gesamte Filterfläche von 15 m<sup>2</sup> ergibt. Um eine gute Adsorptionsleistung sicherzustellen, ist eine ausreichende Kontaktzeit wichtig, die auf 30 min. festgelegt wird. Durch die Wahl einer Filterbetthöhe von 2,5 m entsteht ein aktives Filtervolumen von 45,0 m<sup>3</sup>. Die Körnung von Aktivkohle liegt im Bereich von 0,6 - 2,4 mm. Mit einer Schüttdichte von 0,45 t/m<sup>3</sup> ergibt sich eine erforderliche Menge von 6,75 t pro Filtereinheit. Für die gesamte Anlage ist damit eine Menge von 20,25 t Aktivkohle erforderlich.

### Druckluft und Spülwasser

Für die kontinuierliche Spülung wird hier ebenfalls sowohl Spülwasser als auch Druckluft benötigt. Das Spülwasser beläuft sich pro Filter auf minimal 1,5 und maximal 2,0 m<sup>3</sup>/h. In einem Szenario, bei dem aufgrund hoher Verunreinigungen alle Filter kontinuierlich gespült werden müssen, würden insgesamt stündlich maximal 6,0 m<sup>3</sup> Spülwasser verbraucht. Bei geringen Verunreinigungen werden die Filter in Intervallen gespült. Bei einer Laufzeit von lediglich 50 % würden nur noch ungefähr 3,0 m<sup>3</sup>/h mit einer Waschwasserreduzierung verbraucht.

Die maximal zu fördernde Druckluftmenge für alle Filter zusammen beträgt 120 NL/min. Mittels Waschwasserreduzierung bei einer Laufzeit von nur 50 % lässt sich der Luftbedarf auf ungefähr 60 NL/min reduzieren. Zur Versorgung mit Druckluft werden hier ebenfalls zwei Kolbenkompressoren (Leistung: 24 m<sup>3</sup>/h bei 6 bar, Motor: 3,0 kW) vorgesehen. Einer der beiden Kompressoren dient zur Redundanz. Ein Druckluftbehälter mit einem Volumen von 90-150 l wird unter dem Kompressor montiert.

Die Auslegung wird außerdem zusammenfassend in der folgenden Tabelle dargestellt:

Tab. 8-9: Auslegung DynaSand Carbon-Filteranlage

Filter		
Fläche pro Filter	5	m <sup>2</sup>
Filterfläche gesamt	15	m <sup>2</sup>
Filteranzahl	3	Filter
Oberflächenbelastung	4,97	m/h
Filterbetthöhe	2,5	m
Filterhöhe	6,45	m
aktives Volumen	45	m <sup>3</sup>
Kontaktzeit	30	min
Spülwasser		
Spülabwassermenge pro Filter		
Minimum	1,5	m <sup>3</sup> /h Filter
Maximum	2	m <sup>3</sup> / Filter
Gesamtspülabwassermenge (zur Pumpenauslegung)		
Minimum	5	m <sup>3</sup> /h
Maximum	9	m <sup>3</sup> /h
Wassermenge bei 50 % Laufzeit	4,5	m <sup>3</sup> /h
Druckluft		
Druckluftbedarf pro Filter		
Minimum	25	NL/min Filter
Maximum	40	NL/min Filter
maximaler Gesamtdruckluftbedarf	120	NL/min
Druckluft bei 50 % Laufzeit	60	NL/min

## 9. Planung der Anlage

### 9.1. **Zwischenpumpwerk**

Nachdem das Abwasser auf der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven zu Beginn im zweistufigen Zulaufschneckenpumpwerk angehoben wird, kann der Rest der Anlage im freien Gefälle durchlaufen werden. Das Abwasser wird nach dem letzten Reinigungsschritt in der Nachklärung einem Ablaufschacht zugeführt.

Um die geplante 4. Reinigungsstufe im Freigefälle durchlaufen zu können, muss die zu behandelnde Abwassermenge an dieser Stelle ein weiteres Mal angehoben und der 4. Reinigungsstufe zugeleitet werden. Zu diesem Zweck wird ein Pumpwerk mit zwei Tauchmotorpumpen (1 + 1 Redundanz) errichtet. Ein Schneckenhebewerk ist an dieser Stelle nicht notwendig, da das Wasser keine Verunreinigungen (Stöcke, Steine, Kleidung, etc.) mehr enthält, die einer Kreiselpumpe schaden oder diese stilllegen würden. Die Auslegungswassermenge beträgt für alle möglichen Reinigungsvarianten und somit auch für das Pumpwerk  $Q_{\text{Auslegung}} = 74,5 \text{ m}^3/\text{h}$ . Hier können Pumpen mit einer Förderleistung von 21 l/s gewählt werden. Die geodätische Förderhöhe mit etwa 5,4 m ergibt sich aus der Differenz zwischen dem Wasserspiegel des Zulaufs zur 4. Reinigungsstufe und dem minimalen Wasserstand im Pumpwerk.

Das aus der Nachklärung abfließende Wasser wird durch konstruktive Veränderungen an der Rohrleitung vom Nachklärbecken zum Ablaufmessschacht im Teilstrom umgeleitet. Eine Detailplanung erfolgt im Rahmen der Entwurfsplanung.

Nachdem das Abwasser die 4. Reinigungsstufe durchlaufen hat, kann es im Freigefälle zurückgeleitet werden. Im Ablaufmessschacht wird die ankommende Rohrleitung an die Steigleitung angeschlossen, sodass das im Teilstrom behandelte Abwasser zusammen mit dem nicht behandelten Abwasser die Ablaufmessung durchlaufen kann.

### 9.2. **Variante 1: Oxidative Reinigungsstufe mit Sandfiltern**

Die oxidative Stufe wird zusammen mit den Sandfiltern in einem Gebäude untergebracht. Die Gesamtabmessungen betragen 11,1 x 9,4 m (inkl. Ablaufschacht 12,7 x 9,4 m). Damit lässt sich das Gebäude an die vorgesehene Stelle nördlich des Kombinationsbeckens platzieren (s. Lageplan *Abb. 7-7*). Die beiden Ozonreaktoren werden in der ersten Gebäudehälfte vorgesehen. Um Ausgasungen zu vermeiden, müssen sie komplett eingehaust werden. [90] Das Ozon wird in Ozonerzeugern der Marke Wedeco aus LOX gewonnen. Die Firma Xylem vertreibt diese und hat im Rahmen des Projektes eine erste Auslegung vorgenommen. Der gewählte Ozongenerator trägt die Bezeichnung GSO 18-50. Um einen hohen Wirkungsgrad erreichen zu können, muss der Ozongenerator, bei dessen Betrieb Wärme entsteht, gekühlt werden. Die Kühlung



wird mit einem luftgekühlten Rückkühlaggregat im geschlossenen System durchgeführt. Die zu produzierenden Ozonmengen können in Abhängigkeit der nachfolgend genannten Parameter geregelt werden:

- Zu behandelnde Abwassermengen
- Gemessene Ozonkonzentrationen in Produkt- und Offgas
- CSB- und Nitrit-Konzentrationen im Zulauf [108]

Durch diese Regelbarkeit kann der Ozonverbrauch direkt an die Eingangssituation angepasst und Kosten optimiert werden. Der Generator sollte bei einer Umgebungstemperatur von 5 - 35 °C aufgestellt werden. Der vorgesehene Ozongenerator kann Ozonmengen von bis zu 420 g/h erzeugen. [108]

4. Reinigungsstufe Ozonung + Sandfilter  
Grundriss: Erdgeschoss  
M 1:100

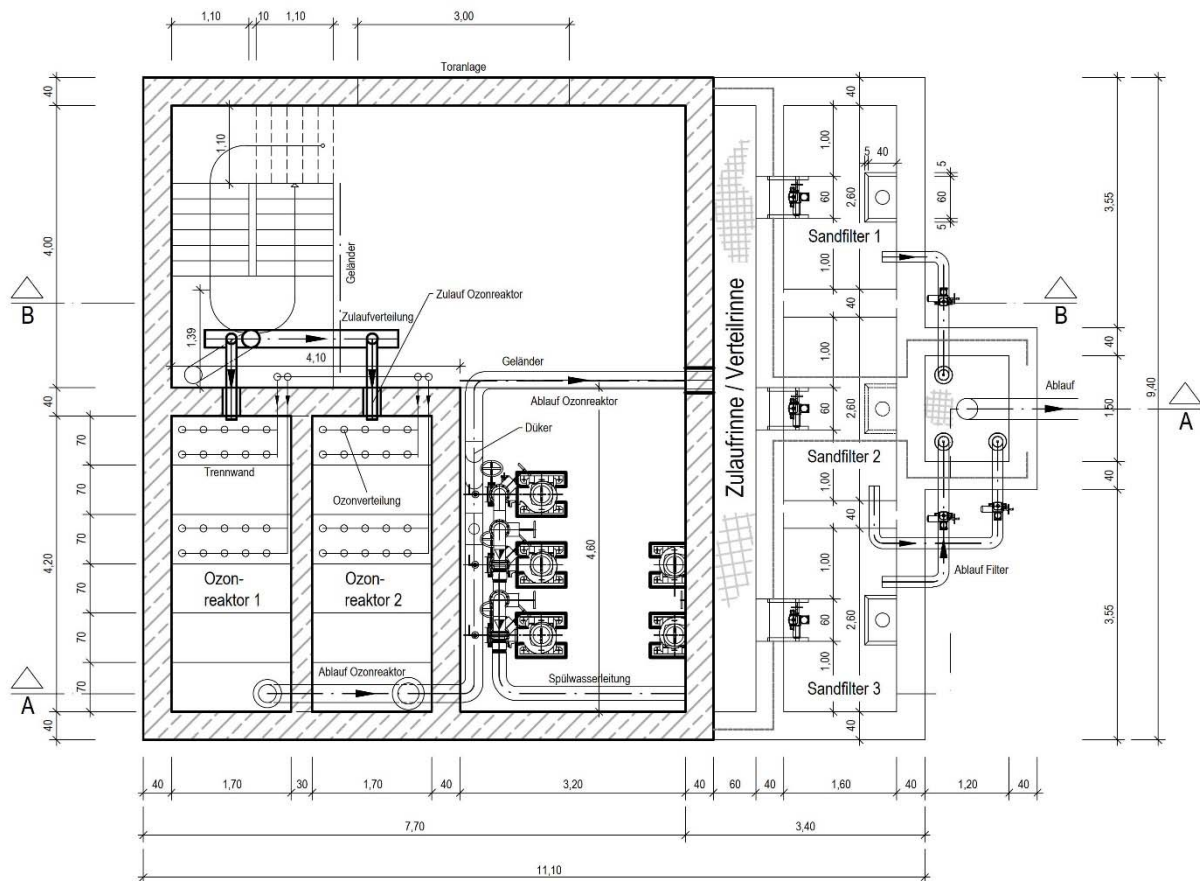


Abb. 9-1: Bauzeichnung Variante 1, Grundriss Erdgeschoss (unmaßstäblich)

In der freien Fläche der Gebäudemitte (s. Abb. 9-1) können die Ozonerzeuger, Pumpen sowie weitere sämtliche Maschinenteknik untergebracht werden. Dazu gehören ebenfalls die Druckluftherzeuger für die

Lufrückspülung der Sandfilter. In der Bauzeichnung wurden Druckluftgebläse der Firma Aerzen genutzt. Das ausgewählte Modul trägt die Bezeichnung GM10S/DN100 und fördert bis zu 150 l/s.

Im rechten Teil des Gebäudes ist die Nachbehandlung durch Sandfilter platziert. Das Wasser wird dazu zunächst mittels Pumpen in eine Verteilrinne gebracht und von dort aus über verstellbare Klappwehre gleichmäßig auf die drei Filter verteilt. Nach Durchfließen der abwärts durchströmten Filter gelangt das gereinigte Wasser in einen Schacht, der außerhalb des eigentlichen Gebäudes liegt. Aus diesem kann es im Freigefälle zur Ablaufmessstation fließen und in den Vorfluter geleitet werden.

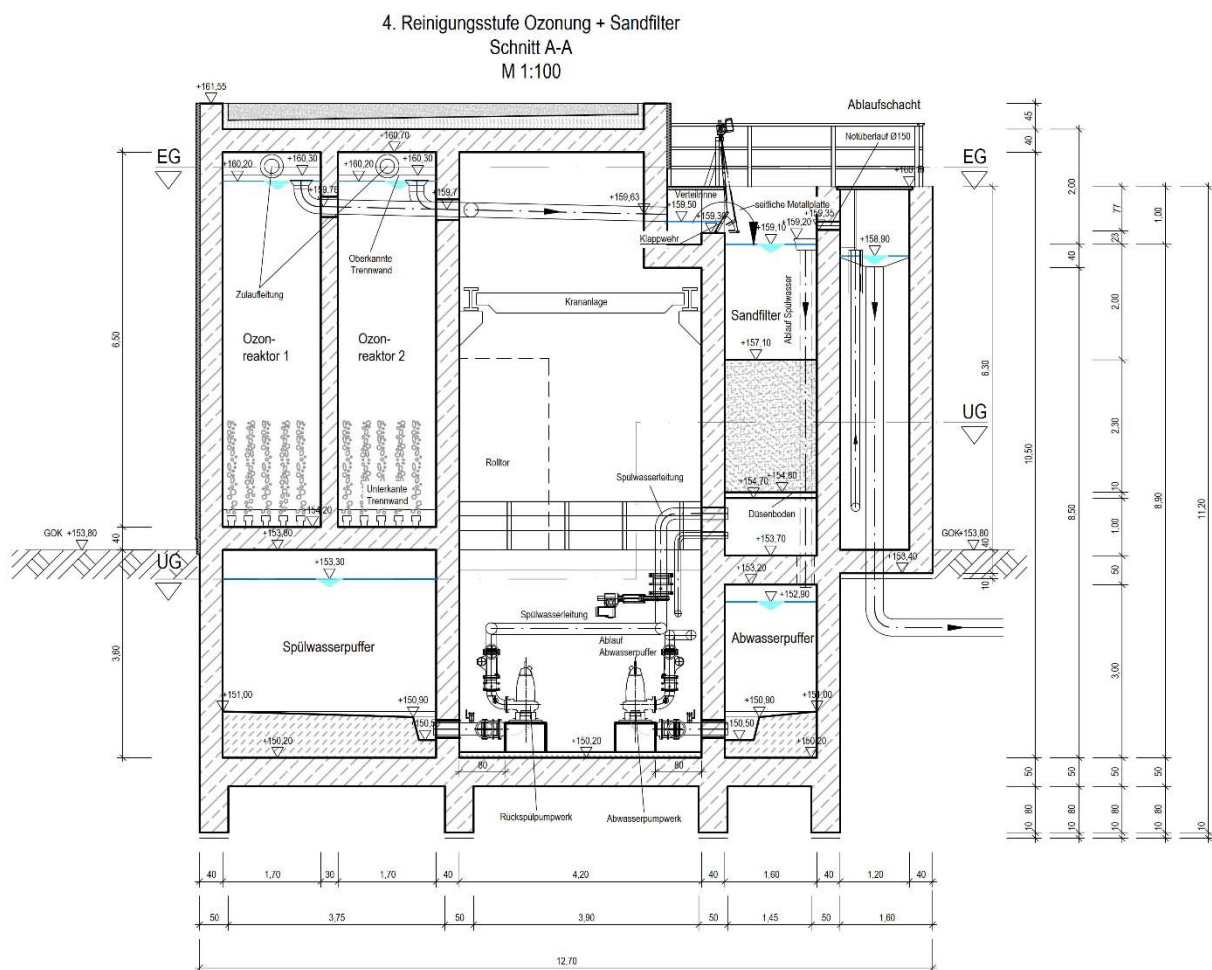


Abb. 9-2: Bauzeichnung Variante 1, Schnitt A-A (unmaßstäblich)

Wie in Abb. 9-2 dargestellt, wird das Becken zur Pufferung des genutzten Spülwassers direkt unter den Filter platziert. Durch das Bauen in die Tiefe, statt in die Breite, ist es möglich, das Gebäude so kompakt und schmal zu bauen, dass es auf der Kläranlage selbst nur wenig Platz einnimmt. Unter den Ozonreaktoren wird das Speicherbecken für das Rückspülwasser platziert. Insgesamt ergeben sich für diese Becken aus konstruktiven Gründen Volumina von 48,2 m<sup>3</sup> bzw. 55,9 m<sup>3</sup> (inkl. Freibord), welche für die vorherige Ausle-

gung ausreichend sind. Für die Rückspülung ist eine Ablaufkonstruktion aus Edelstahl zu errichten. Nachdem das Rückspülwasser den Filter von unten nach oben passiert hat, wird es oben aus dem Filter gedrückt. Auf der rechten Seite passiert es eine Überlaufkante und fällt in die errichtete Ablaufvorrichtung, die es in den Abwasserpuffer leitet. Der Abwasserpuffer fasst ein Volumen von 41,3 m<sup>3</sup> inkl. Freibord. Der Anlage E.1 können weitere Zeichnungen mit verschiedenen Ansichten und Schnitten entnommen werden.

### **9.3. Variante 2: Oxidative Reinigungsstufe mit GAK-Filtern**

Die Kombination aus einer oxidativen Stufe mit einer Nachbehandlung an granulierter Aktivkohle verfolgt den gleichen Ansatz wie die Konstruktion in Kap. 9.2. Aufgrund der abweichenden Abmessungen der Filter ergeben sich kleine konstruktive Unterschiede. Die Gebäudeabmessungen betragen in dieser Variante 12,5 (bzw. 14,3) x 9,4 m.

Des Weiteren muss aufgrund der abweichenden Ozon- und Druckluftverbräuche unterschiedliche Maschinenteknik verbaut werden. Bei dem Ozonungsgenerator handelt es sich um eine entsprechend kleiner dimensionierte Anlage. Das Ozon wird, wie in der Ozon-Sandfilterkombination, über keramische Diffusoren in die Ozonreaktoren eingetragen. Dafür werden im errichteten Reaktor zwei Begasungszonen vorgesehen. Bei geringem Ozonbedarf kann auch die hintere Zone zeitweise ausgeschaltet oder eine ganze Straße außer Betrieb genommen werden.

4. Reinigungsstufe Ozonung + Aktivkohlefilter  
Grundriss: Erdgeschoss  
M 1:100

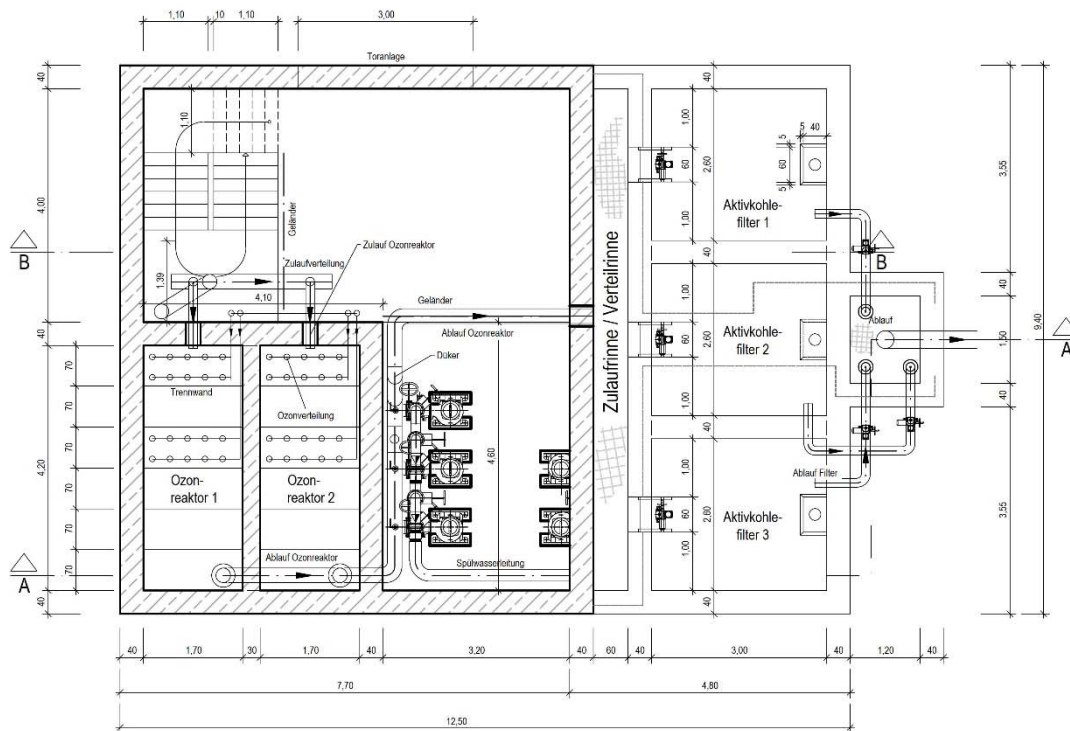


Abb. 9-3: Bauzeichnung Variante 2, Grundriss Erdgeschoss (unmaßstäblich)

Als Gebläse ergibt die Auslegung der größeren Filterfläche und der geringeren Dichte der GAK im Vergleich zu der Sandfiltration einen ähnlichen Luftbedarf, sodass das gleiche Gebläse (GM10S/DN100 [110]) gewählt wird. Die übrigen bautechnischen Überlegungen werden aus der Ozon- und Sandfilterkombination übernommen. Es wird wiederum ein Wasserspeicher zur Filterrückspülung unter den Ozonreaktoren errichtet, sowie ein Puffer des Spülwassers unter den Filtern platziert. Die veränderten Maße können Abb. 9-3, sowie der Anlage E.2 entnommen werden. Der Spülwasserpuffer verfügt ebenfalls über ein Volumen von 48,2 m<sup>3</sup> bzw. 55,9 m<sup>3</sup> inkl. Freibord. Der Abwasserpuffer fasst aufgrund der Vergrößerung der darüber liegenden Filter insgesamt 77,4 m<sup>3</sup> inkl. Freibord.

#### 9.4. Variante 3: Oxidative Reinigungsstufe mit DynaSand-Filtern

Die oxidative Reinigungsstufe sowie die DynaSand-Filtereinheit werden gemeinsam in einem Gebäude untergebracht. Die Gesamtabmessungen liegen bei 10,30 x 8,40 m (zzgl. außenliegendem Treppenaufgang). Damit lässt sich das Gebäude auch für diese Variante an der dafür vorgesehenen Stelle platzieren.

4. Reinigungsstufe Ozonung +  
DynaSand/Carbon-Filter  
Grundriss  
M 1:100

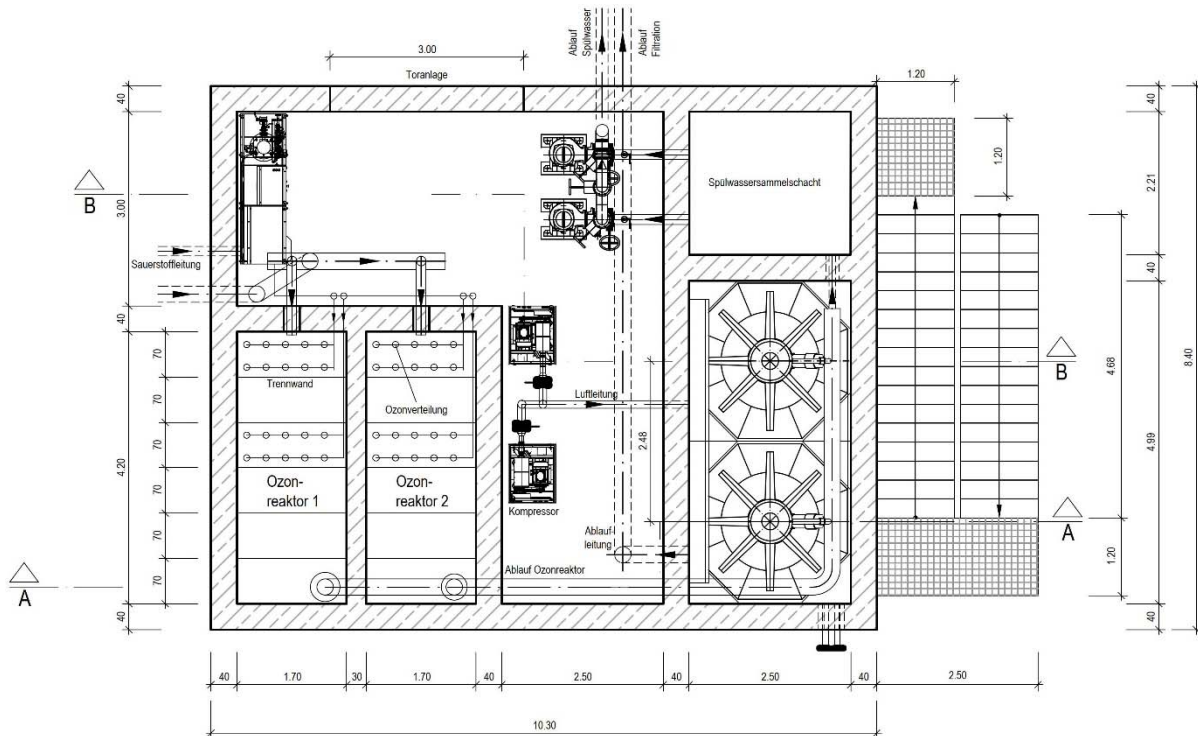


Abb. 9-4: Bauzeichnung Variante 3, Grundriss (unmaßstäblich)

Da für diese Variante keine Spül- und Abwasserpuffer erforderlich sind, kann auf den Bau in die Tiefe verzichtet werden. Der Ozongenerator kann im linken Gebäudebereich platziert werden. Die beiden Ozonreaktoren werden analog der Variante 1 errichtet und hier nicht erneut aufgeführt.

Im rechten Gebäudeteil ist die Nachbehandlung mit DynaSand-Filtern in Betonbauweise installiert. Wie in Abb. 9-4 erkennbar, sind die beiden Filterkörper nebeneinander angeordnet. Über eine Leitung fließt das Wasser von den Ozonreaktoren der Filterzelle zu und teilt sich über ein Zufussrohr und einen Einlaufverteiler auf die drei Filtermodule auf. Nach Durchfließen des aufwärts durchströmten Filters verlässt das gereinigte Abwasser die Filterzelle durch einen Filtratüberlauf an der linken Seite der Konstruktion. Über eine Ablaufleitung kann es im Freigefälle zur Ablaufmessstation fließen und in den Vorfluter geleitet werden.

4. Reinigungsstufe Ozonung +  
DynaSand/Carbon-Filter  
Schnitt A-A  
M 1:100

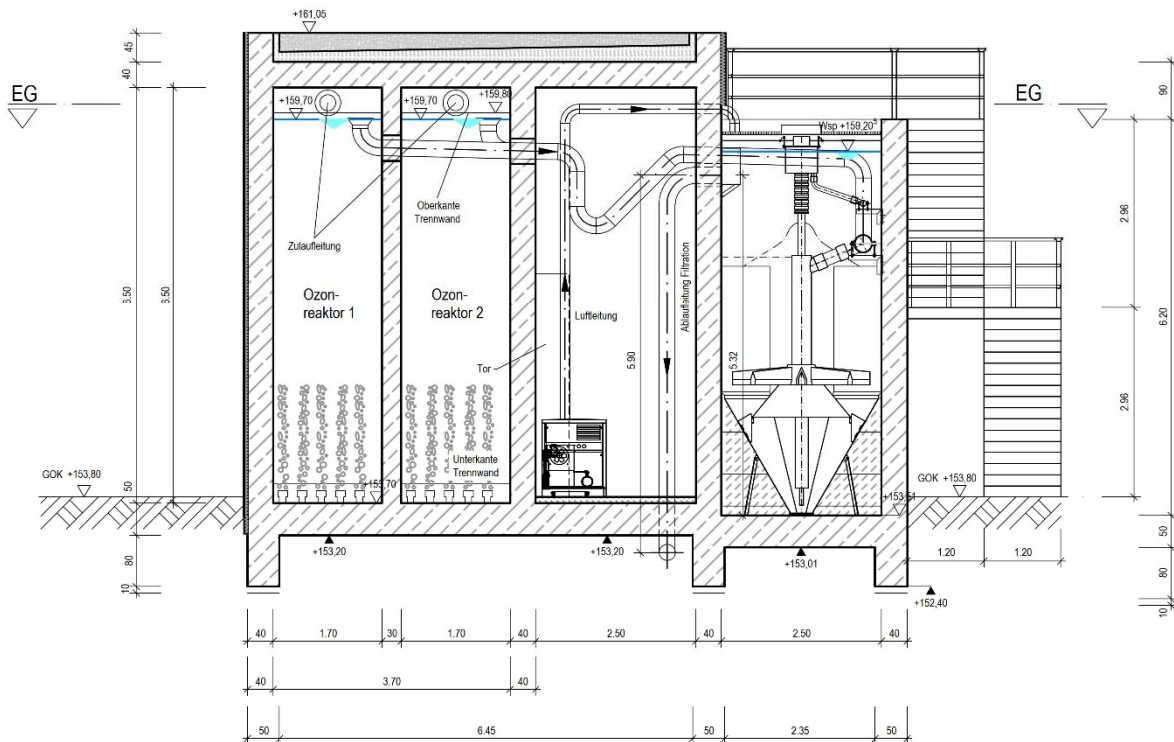


Abb. 9-5: Bauzeichnung Variante 3, Schnitt A-A (unmaßstäblich)

Das Spülwasser wird rechtsseitig über einen Spülwasserablauf dem Spülwassersammelschacht im hinteren Gebäudebereich zugeführt und über das Spülwasserpumpwerk abgeleitet.

Die Druckluftanlage zur Versorgung der einzelnen DynaSand-Filter muss bauseits trocken, frostsicher und in einer Umhausung aufgestellt sein. Sie wird daher im Gebäude, auf der freien Fläche zwischen Ozongeneratoren und Filtereinheit, untergebracht. Weitere Zeichnungen können der Anlage E.3 entnommen werden.

**9.5. Variante 4: Oxidative Reinigungsstufe mit DynaSand/GAK-Filtern**

Die Kombination aus einer oxidativen Stufe mit einer Nachbehandlung durch DynaSand Carbon-Filter verfolgt den gleichen Ansatz wie die Konstruktion von Variante 3 im vorherigen Kapitel. Aufgrund der unterschiedlichen Filteranzahl ergeben sich kleine konstruktive Unterschiede. Das Gebäude ist etwas breiter, da der dritte Filter zwischen den beiden Filtern und dem Spülwasserschacht untergebracht wird. Nach Anpas-



sung der Gebäudebreite betragen die Gebäudeabmessungen in dieser Variante 10,3 x 10,0 m (zzgl. außenliegendem Treppenaufgang). Damit lässt sich das Gebäude auch für diese Variante an die vorgesehene Stelle platzieren.

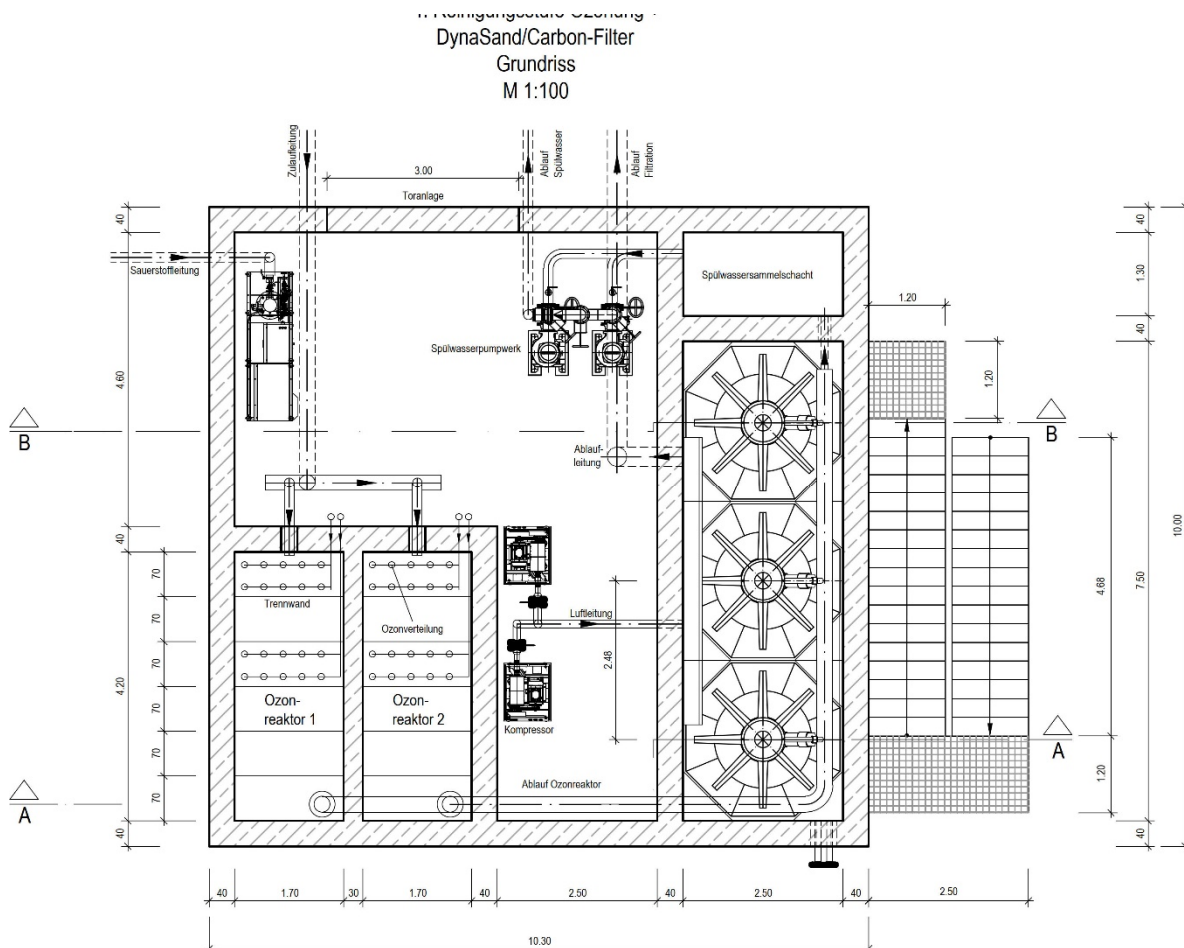


Abb. 9-6: Bauzeichnung Variante 4, Grundriss (unmaßstäblich)

Aufgrund der abweichenden Ozon- und Druckluftverbräuche muss hier, genau wie zuvor bei Variante 1 und 2, unterschiedliche Maschinenteknik verbaut werden. Ebenso wie in Variante 2 wird ein kleiner dimensionierter Ozongenerator verwendet. Weitere Zeichnungen dieser Variante sind der Anlage E.4 zu entnehmen.

## 10. Kostenbetrachtung

Nach der ausführlichen Beschreibung und den Auslegungen der vier gewählten Verfahrenskombinationen müssen diese hinsichtlich verschiedener Aspekte im betrieblichen und wirtschaftlichen Bereich verglichen werden. Ausgewählt werden dazu der Platzbedarf, der Energie- sowie Wasserverbrauch und die wirtschaftlichen Aufwendungen. Für letzteres wird am Ende des Kapitels eine Kostenvergleichsrechnung (KVR) aufgestellt.



## 10.1. Betriebliche Aspekte

### 10.1.1. Platzbedarf

Für die jeweiligen Varianten ergeben sich folgende Platzbedarfe:

Variante 1: 104,3 m<sup>2</sup> (exklusive Ablaufschacht)

Variante 2: 117,5 m<sup>2</sup> (exklusive Ablaufschacht)

Variante 3: 86,5 m<sup>2</sup> (exklusive Treppenaufgang)

Variante 4: 103,0 m<sup>2</sup> (exklusive Treppenaufgang)

Der Platzbedarf bei Variante 2 ist demnach am größten, für Variante 3 am geringsten. Der Unterschied hat für die Bewertung keine hohe Relevanz, da alle Gebäudevarianten an der zuvor gewählten Stelle nördlich des Kombibeckens platziert werden können (s. Abb. 7-3). Die beiden Varianten 1 und 2 hätten allein den Nachteil der größeren Bodenaushubmenge sowie dem damit verbundenen erhöhten Bau- und Kostenaufwand. Dies fällt jedoch unter die Bewertung des finanziellen Aufwandes.

### 10.1.2. Wasserverbrauch

Bei den Rückspülungen der Becken für Variante 1 und 2 wird bereits gereinigtes Wasser verwendet, um die Filter nicht weiter zu verunreinigen. Nach der Spülung ist dieses Wasser wieder kontaminiert und muss erneut dem Klärprozess zugeführt werden. Dadurch entsteht eine Mehrbelastung der Kläranlage, die möglichst gering gehalten werden sollte.

Die Rückspülung eines zuvor ausgelegten Sandfilters (Variante 1) benötigt inkl. der Inbetriebnahme nach einer Rückspülung insgesamt 39,2 m<sup>3</sup> Wasser. Werden an einem Tag alle drei Filter zurückgespült, ist dies eine zusätzliche Belastung von 117,6 m<sup>3</sup> Wasser, die über den Tag verteilt der Anlage zugeführt werden müssen. Die Rückspülung eines GAK-Filters (Variante 2) benötigt 65,7 m<sup>3</sup>. Alle drei Filter würden demnach eine Wassermenge von 197,1 m<sup>3</sup> zur Spülung verbrauchen.

Werden die Spülungen der einzelnen Filterzellen an unterschiedlichen Tagen durchgeführt, ist die Mehrbelastung für die Kläranlage als irrelevant zu betrachten. In diesem Fall müsste der Abwasserpuffer nicht innerhalb von ein paar Stunden wieder geleert sein, sodass die Spülwassermenge in geringen Mengen über einen langen Zeitraum dem Klärverfahren wieder zugeführt werden kann.

Werden alle Filterzellen an einem Tag gespült, müssten bei den GAK-Filtern größere Wassermengen der Kläranlage erneut zugeführt werden. Durch die geringeren Spülwassermengen ergibt sich für die Variante

mit Sandfiltern ein geringer Vorteil gegenüber den Aktivkohlefiltern. Kann jedoch vermieden werden, alle Filter am gleichen Tag zu spülen, können die Puffer langsamer geleert werden, wodurch die Mehrbelastung s.o. irrelevant wird.

Für die beiden Varianten mit Einsatz von DynaSand-Filtern findet der Rückspülprozess parallel zur Filtration statt. Somit entsteht ein kontinuierlicher Spülwasserbedarf. Bei sehr starken Verunreinigungen liegt dieser für Variante 3 bei maximal 9,0 m<sup>3</sup>/h und für Variante 4 bei maximal 6,0 m<sup>3</sup>/h. Bei geringen Verunreinigungen werden die Filter in Intervallen gespült (Waschwasserreduktion). Da in den Waschpausen kein Spülwasser erforderlich ist, sinkt der Bedarf entsprechend.

Für diese Anlagen ist kein Pufferbecken für die Rückspülung erforderlich. Das Spülwasser wird kontinuierlich abgezogen und über einen Sammelschacht dem Spülwasserpumpwerk zugeführt, von welchem es wiederum zurück in den Zulauf zum Sandfang der Kläranlage geführt wird. So kommt es durch das Rückführen des Spülabwassers nicht zu einer Stoßbelastung sondern einer geringen kontinuierlichen Mehrbelastung der Kläranlage.

### 10.1.3. Energieverbrauch

Zur Ermittlung der Energieverbräuche werden zunächst alle großen elektrischen Verbraucher der Anlage (s. Tab. 10-1) und deren Leistungen aufgeführt. Die Leistungen der Ozongeneratoren und Gebläse können aus den zuvor angeforderten Auslegungsangeboten der Firmen Wedeco, Aerzen und Nordic Water übernommen werden. Die Pumpenleistungen werden anhand der Formel 10.1 ermittelt. Der Verbrauch jedes Aggregates wird mittels Leistungsaufwand und geschätzter Laufzeit in Stunden pro Tag (s. Formel 10.2) errechnet.

$$P_{Pumpe} = \frac{Q_P * h * \rho * SF}{\eta * 367} \quad (10.1)$$

$$W_d = P_{Pumpe} * t_d \quad (10.2)$$

$P_{Pumpen}$  = Pumpenleistung [kW]

$\eta$  = Wirkungsgrad

$Q_P$  = Pumpenleistung [m<sup>3</sup>/h]

367 = Umrechnungsfaktor

$h$  = Förderhöhe [m]

$W_d$  = Tagesverbrauch [kWh/d]

$\rho$  = Dichte [kg/l]

$t_d$  = Laufzeit pro Tag [h/d]

SF =Service Faktor

Insgesamt wird bei Variante 1 ein Jahresverbrauch von 77.000 kWh/a und für Variante 2 ein Verbrauch von 108.000 kWh/a ermittelt. Bei den Verfahren mit DynaSand-Filtern ergibt sich für Variante 3 ein Verbrauch von 95.000 kWh/a und für Variante 4 von 103.000 kWh/a.

Tab. 10-1: Zusammensetzung Jahresenergieverbrauch

Verbrauch(er)	Variante 1 [kWh/d]	Variante 2 [kWh/d]	Variante 3 [kWh/d]	Variante 4 [kWh/d]
<b>Zulaufpumpwerk</b>	93,2	93,2	93,2	93,2
<b>Ozongenerator</b>	73,1	104,4	73,1	104,4
<b>Spülwasserpumpe</b>	7,0	16,5	-	-
<b>Spülabwasserpumpe</b>	8,0	13,4	6,3	4,2
<b>Spülgebläse</b>	6,6	8,8	64,8	21,6
<b>Kleinverbraucher</b>	24,0	24,0	24,0	24,0
<b>Tagesverbrauch Gesamt</b>	211,9	296,3	261,4	283,4
<b>Jahresverbrauch [kWh/a]</b>	<b>77.000</b>	<b>108.000</b>	<b>95.000</b>	<b>103.000</b>

Der größte Energieverbrauch entsteht durch das Zulaufpumpwerk sowie den Ozongenerator. In allen Varianten müssen die gleichen Wassermassen transportiert werden, sodass der Energieaufwand des Zulaufpumpwerks jeweils 93,2 kWh/d beträgt. Der Energieaufwand des Ozongenerators unterscheidet sich jedoch deutlich. Der Generator für den Betrieb der beiden Filtervarianten mit Aktivkohle verbraucht deutlich weniger im Vergleich zu den mit Sand betriebenen Filtern. Dies lässt sich dadurch erklären, dass bei den GAK-Filtervarianten insgesamt geringere Ozonmengen erzeugt werden müssen und ein kleinerer Generator eingesetzt werden kann. Die Verbräuche der weiteren Pumpen (Spülwasser, Spülabwasser und das Gebläse) sind für die Varianten 1 und 2 nahezu vergleichbar. Die Varianten 3 und 4 unterscheiden sich von den Varianten 1 und 2 dahingehend, dass für einen DynaSand-Filter keine Pumpe für den Eintrag von Spülwasser erforderlich ist und diese Position entfällt. Für den Spülprozess ist hier der kontinuierliche Eintrag von Druckluft in den Filter erforderlich. Durch den 24 h-Betrieb kommt es zu höheren Energiekosten für die Gebläse. Für Variante 3 liegen die Kosten bei 64,8 kWh/d und übersteigen damit die Kosten von Variante 4 mit 21,6 kWh/d. Des Weiteren sind die Kosten für die Förderung des Spülabwassers etwas geringer. Dies liegt daran, dass zum einen ein geringerer Spülwasserstrom anfällt und zum anderen die Förderhöhe geringer ist da bei diesen Varianten nicht in die Tiefe gebaut werden muss.

In allen Fällen wurden außerdem 24 kWh/d für Kleinverbraucher wie Beleuchtung, Heizung, etc. angenommen.

#### 10.1.4. Investitionskosten

Die Investitionskosten der Anlagen setzen sich aus verschiedenen Teilkosten zusammen. Für beide Varianten werden in einem ersten Schritt die Gebäude- und generellen Baukosten ermittelt. Dazu gehören u. a. die Kosten des Betons sowie der finanzielle Aufwand für die Schalung und den Bodenaushub. Weitere Investitionen verursachen die maschinentechnische- sowie elektrotechnische Erstausrüstung.

In einem weiteren Schritt wird beachtet, dass die Investitionen für die Erweiterung von Anlagen auf eine 4. Reinigungsstufe ab dem Jahr 2020 mit bis zu 50 % vom Staat gefördert werden. [14] Hierdurch werden die Investitionskosten für den Anlagenbetreiber stark reduziert. Die kalkulierten Investitionskosten (netto) werden in folgender Tabelle zusammengefasst und basieren auf Kosten vergleichbarer Projekte bezogen auf aktuellen Richtpreisangeboten mehrerer Hersteller.

Tab. 10-2: Kalkulierte Investitionskosten

Kostenparameter	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
<b>Bauteil</b>	535.000 €	554.000 €	233.000 €	278.000 €
<b>Maschinentechnische Ausrüstung</b>	765.000 €	820.000 €	678.000 €	722.000 €
<b>Elektrotechnische Ausrüstung</b>	240.000 €	257.000 €	213.000 €	226.000 €
<b>Gesamt</b>	1.540.000 €	1.631.000 €	1.125.000 €	1.226.000 €
<b>Abzgl. Förderung (- 50%)</b>	770.000 €	815.500 €	562.500 €	613.000 €

#### 10.1.5. Betriebskosten

Die Betriebskosten setzen sich zusammen aus dem LOX-Verbrauch für die Ozongenerierung, den Personalkosten, sowie den Reparatur-, Instandhaltungs-, Wartungs- und Energiekosten. Besonders letzteres macht einen großen Anteil in der Kostenbetrachtung aus, da viele Aggregate kontinuierlich laufen müssen. Jedoch können die Energiekosten auch stark variieren. Einen großen Einfluss darauf hat die Häufigkeit der Rückspülungen. In der Kostenbetrachtung wird zunächst von einem Maximum (tägliche Rückspülung der Filter bei Variante 1 und 2, keine Waschwasserreduzierung bei Variante 3 und 4) ausgegangen. Es ist also zu erwarten, dass an dieser Stelle bei einer realen Umsetzung Kosten eingespart werden können.

Die jährlichen Gesamtbetriebskosten der Varianten ergeben sich wie folgt:

Kostenparameter	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
<b>Instandhaltung Bauwerk</b>	8.000 €/a	8.300 €/a	3.500 €/a	4.200 €/a
<b>Reparatur, Wartung</b>	30.150 €/a	32.300 €/a	26.700 €/a	28.400 €/a
<b>Sauerstoffverbrauch</b>	8.800 €/a	3.700 €/a	8.800 €/a	3.700 €/a
<b>Elektrische Energiekosten</b>	17.000 €/a	23.800 €/a	21.000 €/a	22.800 €/a
<b>Personalkosten</b>	15.000 €/a	15.000 €/a	15.000 €/a	15.000 €/a
<b>Summe jährliche Betriebskosten</b>	79.000 €	83.100 €	75.000 €	74.100 €

### 10.1.6. Kostenvergleichsrechnung

Für den Vergleich der Verfahrenskombinationen ist eine nachhaltige Planung des wirtschaftlichen Aufwandes notwendig. Aus diesem Grund wird eine Kostenvergleichsrechnung aufgestellt, mit deren Hilfe der jeweilige Projektkostenbarwert ermittelt wird. Die Bestimmung erfolgt nach den KVR-Leitlinien des DWA.

Für die Berechnung müssen zunächst einige Außenbedingungen festgelegt werden:

Betrachtungszeitraum:	30 Jahre	
Abschreibungszeitraum Bauwerk:	50 Jahre	
Abschreibungszeit Technische Ausrüstung:	15 Jahre	
Realzinssatz:	3,0 %/a	[111]

Der Betrachtungszeitraum der Vergleichsrechnung liegt bei 30 Jahren. Es wird weiterhin mit betrachtet, dass nach 15 Jahren die technische Ausrüstung in beiden Varianten erneuert werden muss. Demnach muss in beiden Varianten zu diesem Zeitpunkt eine neue Investition getätigt werden. Diese fällt jedoch geringer aus als beim ursprünglichen Bau der Reinigungsstufe, da die errichteten Gebäude und Becken weiter genutzt werden können.

Eine Betrachtung des Restwerts der Bauwerke zum Ende des Projektzeitraums von 30 Jahren erfolgt nicht.

### 10.1.7. Gesamtkostenvergleich

Im Folgenden werden die für die Kostenvergleichsrechnung maßgeblichen Kosten tabellarisch zusammengefasst, verglichen und der jeweilige Projektkostenbarwert (PKBW) sowohl mit als auch ohne Berücksichtigung der Förderung ermittelt.

Tab. 10-3: Kostenvergleich

	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
<b>Erstinvestition</b>	1.540.000 €	1.631.000 €	1.125.000 €	1.226.000 €
<b>Erstinvestition abzgl. 50% Förderung</b>	770.000 €	815.500 €	562.500 €	613.000 €
<b>Summe jährliche Betriebskosten</b>	79.000 €	83.100 €	75.000 €	74.100 €
<b>Reinvestition nach 15 a</b>	1.005.000 €	1.077.000 €	890.000 €	948.000 €
<b>Projektkostenbarwert nach 30 a</b>	3.733.000 €	3.951.000 €	3.166.000 €	3.286.000 €
<b>Projektkostenbarwert nach 30 a inkl. Förderung</b>	2.963.000 €	3.136.000 €	2.604.000 €	2.673.000 €

In einem weiteren Schritt wird für einen besseren Vergleich die Entwicklung des Kostenbarwertes im Betrachtungszeitraum von 30 Jahren in einem Diagramm aufgetragen. Die durchgezogenen Linien zeigen den Projektkostenbarwert ohne die staatliche Förderung an. Bei den gestrichelten Linien handelt es sich um den PKBW für den Betreiber unter der Berücksichtigung der Förderung.

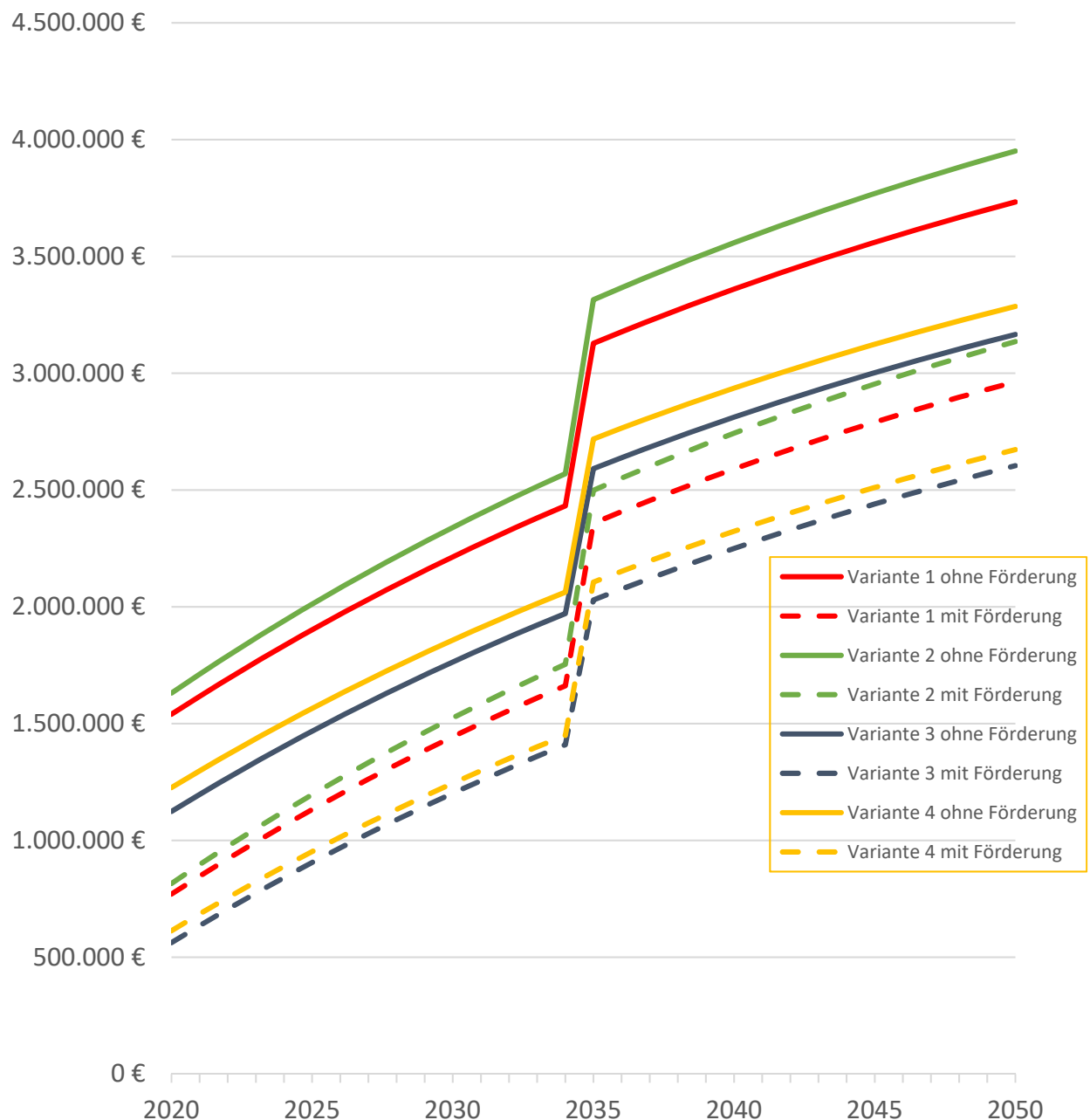


Abb. 10-1: Diagramm Kostenvergleichsrechnung

Zu erkennen ist, dass die durch die Förderung verringerten Kosten für den Betreiber der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven deutlich geringer sind. Außerdem wird gezeigt, dass die Varianten mit DynaSand-Filtern

(Variante 3 und 4) die kostengünstigeren Varianten sind. Der Gesamtprojektkostenbarwert beträgt 3,73 Mio. € für Variante 1, 3,95 Mio. € für Variante 2, 3,17 Mio. € für Variante 3 und 3,29 Mio. € für Variante 4.

Bei dem Vergleich der Verfahrensvarianten konnten für alle Verfahren positive und negative Aspekte herausgearbeitet werden.



## 11. Variantenvergleich

Im Rahmen dieser Studie wurden vier verschiedene Varianten zur Elimination von Mikroschadstoffen untersucht, die sich vor allem in Hinblick auf die Nachbehandlung der vorgeschalteten oxidativen Behandlungsstufe unterscheiden. Hierbei wurde jeweils berücksichtigt, dass sich innerhalb der Filtrationsstufe im Laufe der Zeit ein Biofilm auf dem Trägermaterial (Sand oder granuliert Aktivkohle) ansiedelt. Dieser ist in der Lage, in der Oxidationsstufe „vorgecrackten“ Mikroschadstoffe zu verstoffwechseln und weitergehend biologisch abzubauen.

### Variante 1: Ozonbehandlung mit diskontinuierlicher Sandfiltration

Die Ozonbehandlung erfolgt in einem redundant ausgelegten Reaktor. Das Abwasser strömt anschließend durch einen in konstruktiver Bauweise errichteten Sandfilter, der von oben nach unten durchströmt wird. Die Sandfiltration ist ebenfalls mit 2 + 1 Becken redundant ausgelegt. Für die diskontinuierliche Rückspülung der Sandfilter sind jeweils Pufferbehälter für das Spülwasser und das mit den ausgeschwemmten Mikroschadstoffen verunreinigte Spülwasser vorgesehen.

Die Investitionskosten betragen rd. 1.540.000 € (netto), die jährlichen Betriebskosten für LOX, Personal und Energiebedarf liegen bei rd. 79.000 €/a.

Infolge der zusätzlichen Pufferbehälter für die diskontinuierliche Rückspülung der Filter sind die Investitionskosten im Vergleich zu den Varianten mit kontinuierlich durchströmten Filtern höher. Ein Wechsel des Filtermaterials ist zusammen mit den Filterdüsen im Filterboden alle 15 Jahre im Rahmen der Reinvestitionen der maschinentechnischen Ausrüstung vorgesehen. Aufgrund der langen Verweilzeit des Filtermaterials kann sich ein Biofilm auf dem Sand ansiedeln und entwickeln, der die in der Ozonbehandlung oxidativ vorbehandelten Mikroschadstoffe verstoffwechseln kann. Dies bedeutet jedoch, dass unmittelbar nach der Inbetriebnahme der 4. Reinigungsstufe lediglich die Ozonbehandlung aktiv und eine mechanische Reinigung durch die Abfiltration der an Schlammflocken anhaftenden Mikroschadstoffe erfolgen kann, und die biologische Verstoffwechslung erst im Laufe der Zeit durch die Bildung des Biofilms beginnt und entwickelt.

### Variante 2: Ozonbehandlung mit diskontinuierlicher Filtration mit granulierter Aktivkohle

Die Ozonbehandlung erfolgt analog zu der vorherigen Variante in einem redundant ausgelegten Reaktor. Das vorbehandelte Abwasser strömt anschließend durch einen ebenfalls in konstruktiver Bauweise und redundant ausgelegten Filter (2 + 1 Becken) mit granulierter Aktivkohle (GAK). Die Sandfiltration ist ebenfalls mit 2 + 1 Becken redundant ausgelegt. Für die diskontinuierliche Rückspülung der Sandfilter sind jeweils Pufferbehälter für das Spülwasser und Spülwasser vorgesehen. Infolge der Adsorptionswirkung der Aktivkohle kann die erforderliche Ozonmenge in der ersten Behandlungsstufe reduziert werden.

Die Investitionskosten betragen infolge der teuren Aktivkohle und der größeren Filter rd. 1.631.000 € (netto), die jährlichen Betriebskosten für LOX, Personal und Energiebedarf liegen bei rd. 83.000 €/a.

Die Betriebsdauer der Aktivkohle wird durch die Bildung eines Biofilms deutlich verlängert, so dass ein Wechsel des Filtermaterials zusammen mit den Filterdüsen alle 15 Jahre im Rahmen der Reinvestitionen der technischen Ausrüstung vorgesehen ist. Unmittelbar mit Inbetriebnahme der 4. Reinigungsstufe ist deren volle Leistungsfähigkeit gegeben: Nach der Ozonbehandlung werden die Mikroschadstoffe unmittelbar an der Aktivkohle adsorbiert. Durch die Bildung des Biofilms auf der Aktivkohle findet ein langsamer Wechsel von der Adsorption zur Verstoffwechslung der Mikroschadstoffe durch die Biomasse statt. Parallel erfolgt eine Regenerierung der Aktivkohle durch den Biofilm, so dass die Betriebsdauer der Aktivkohle auf bis zu 15 Jahre deutlich verlängert werden kann.

#### Variante 3: Ozonbehandlung mit kontinuierlicher Sandfiltration

In Variante 3 ist die Ozonbehandlung analog zur Variante 1 ausgelegt. Die Nachbehandlung erfolgt in redundant ausgelegten und kontinuierlich durchströmten Sandfiltern. Hierbei wird kontinuierlich an der Sohle des Filters Sand entnommen, gespült und von oben wieder auf den Filter aufgetragen. Das Abwasser strömt entgegen der Sandbewegung von unten nach oben. Infolge der kontinuierlichen Sandaufbereitung kann auf eine diskontinuierliche Rückspülung verzichtet werden, womit die Errichtung der Pufferbehälter nicht mehr erforderlich ist und das Bauwerk kompakter errichtet werden kann und geringere Investitionskosten erforderlich sind.

Die Investitionskosten betragen rd. 1.125.000 € (netto), die jährlichen Betriebskosten betragen rd. 75.000 €/a.

Ein Wechsel des Filtermaterials ist im Rahmen der Reinvestitionen der technischen Ausrüstung alle 15 Jahre vorgesehen. Aufgrund der langen Verweilzeit des Filtermaterials kann sich ebenfalls ein Biofilm auf dem Sand bilden, der die oxidativ vorbehandelten Mikroschadstoffe verstoffwechseln kann. Entsprechend ist unmittelbar nach der Inbetriebnahme der 4. Reinigungsstufe lediglich die Ozonbehandlung aktiv und es erfolgt eine mechanische Reinigung durch die Abfiltration der an Schlammflocken anhaftenden Mikroschadstoffe, bis durch die Bildung des Biofilms eine Verstoffwechslung der Mikroschadstoffe erfolgen kann.

#### Variante 4: Ozonbehandlung mit kontinuierlicher Filtration mit granulierter Aktivkohle

In Variante 4 ist die Ozonbehandlung analog zur Variante 2 ausgelegt. Die Nachbehandlung erfolgt in redundant ausgelegten und kontinuierlich durchströmten Filtern mit granulierter Aktivkohle. Wie bei Variante 3 wird kontinuierlich an der Sohle des Filters Aktivkohle entnommen, gespült und von oben wieder auf den Filter aufgetragen. Das Abwasser strömt entgegen der Bewegungsrichtung der Aktivkohle von unten nach

oben. Wegen der kontinuierlichen Aktivkohlaufbereitung kann auf eine diskontinuierliche Rückspülung verzichtet werden, womit die Errichtung der Pufferbehälter nicht erforderlich ist und das Bauwerk kompakt und entsprechend kostengünstig errichtet werden kann.

Die Investitionskosten betragen rd. 1.226.000 € (netto), die jährlichen Betriebskosten betragen rd. 74.000 €/a.

Unmittelbar mit Inbetriebnahme der Filtration ist deren volle Leistungsfähigkeit durch die Adsorptionswirkung der Aktivkohle gegeben. Durch die Bildung des Biofilms findet ein langsamer Wechsel von der Adsorption zur Verstoffwechslung der Mikroschadstoffe statt. Parallel erfolgt eine Regenerierung der Aktivkohle durch den Biofilm, so dass die Betriebsdauer der Aktivkohle auf bis zu 15 Jahre deutlich verlängert werden kann.

#### Vergleich der Varianten

Die vier untersuchten Varianten unterscheiden sich jeweils durch die Art der Nachbehandlung (Sandfiltration mit Varianten 1 und 3 bzw. Adsorption mit granulierter Aktivkohle mit Varianten 2 und 4) und die Betriebsweise (diskontinuierlich/kontinuierlich).

Ein wesentlicher Unterschied zu Beginn der Betriebsphase ist die Adsorptionsleistung der Aktivkohle. Die Oxidation mit Ozon eignet sich zur Vorbehandlung der meisten Mikroschadstoffe, jedoch gibt es einzelne Substanzen, die sich gegenüber Ozon als resistent erwiesen und einer Nachbehandlung bedürfen. Aus diesem Grund ist die Kombination eines Oxidationsverfahrens und einer Adsorptionsbehandlung mit Aktivkohle (Varianten 2 und 4) empfehlenswert.

Im Laufe der Betriebsphase bildet sich in der Filtration ein Biofilm auf dem Trägermaterial, der die in der Oxidationsstufe ge crackten Molekülketten verstoffwechseln kann und zugleich für eine Regeneration der Aktivkohle sorgt. Erst durch diesen Biofilm erlangt die Sandfiltration nach einiger Zeit die volle Leistungskapazität zur Mikroschadstoffelimination, während die Aktivkohle unmittelbar zu Beginn eine Adsorptionswirkung hat, die durch die biologische Aktivität der Biomasse ergänzt und mittelfristig ersetzt wird. Diese unmittelbare Leistungsfähigkeit im Vergleich zur Sandfiltration ist ein weiterer Vorteil der Aktivkohlefiltration der Varianten 2 und 4.

Die Betriebskosten setzen sich vor allem aus Personal-, Energie-, Wartungs- und Verbrauchskosten zusammen. In der Summe unterscheiden sich hier die Varianten nur marginal. So werden beispielsweise geringere Kosten zur Ozonbehandlung bei der Nachbehandlung mit Aktivkohle durch die höheren Anschaf-

fungskosten der Aktivkohle wieder ausgeglichen. Somit liegt bei der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der Fokus auf den Investitionskosten. Hierbei punkten vor allem die kontinuierlich betriebenen Filter der Varianten 3 und 4 durch die kompaktere und damit kostengünstigere Bauform.

Bei der Gesamtbetrachtung unter Berücksichtigung der betrieblichen und wirtschaftlichen Aspekte erweist sich damit Variante 4 mit einer Ozonbehandlung und der kontinuierlichen Filtration mit granulierter Aktivkohle als die Vorzugsvariante.

## 12. Zusammenfassung und Ausblick

Anthropogene Spurenstoffe stellen eine große Belastung des Wasserkreislaufs dar. Im Rahmen dieser Studie wurden über einen längeren Zeitraum Proben im Zulauf und Ablauf der biologischen Behandlungsstufe der Kläranlage Wachtberg-Züllighoven und in dem Vorfluter vor und nach der Einleitstelle der Kläranlage entnommen und in Hinblick auf eine Verunreinigung durch Mikroschadstoffe analysiert. Hierbei konnte festgestellt werden, dass die Kläranlage die primäre Eintragsquelle von Mikroschadstoffen in den Vorfluter darstellt. Aus diesem Grund wird zur Reduzierung der anthropogenen Spurenstoffe im Gewässer die Errichtung einer sogenannten 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen im Ablauf der biologischen Behandlungsstufe empfohlen.

Nach einer vorherigen Variantenuntersuchung unter Berücksichtigung betrieblicher und wirtschaftlicher Aspekte wird empfohlen, als 4. Reinigungsstufe die Kombination eines oxidativen Verfahrens mittels Ozonbehandlung mit einer Adsorptionsstufe mit granulierter Aktivkohle in kontinuierlicher Filterbauweise (Variante 4) zu errichten.

Die Kostenschätzung für die Errichtung der 4. Reinigungsstufe beläuft sich auf

1.226.000€ netto bzw. rd.

1.422.000 € brutto inkl. 16 % MwSt.

Die Kostenschätzung basiert auf Richtpreisangeboten mehrerer Hersteller und den Kosten vergleichbarer und bereits ausgeführter Projekte und liegt im marktüblichen Kostenrahmen.

Mit der Umsetzung der vorgesehenen 4. Reinigungsstufe wird ein bedeutender Beitrag zur Reduzierung der anthropogenen Spurenstoffe im Gewässer und dessen Ökologie geleistet.

**13. Literaturverzeichnis**

- [1] ARGE, Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe. NRW, „Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination, 2. überarbeitete und erweiterte Auflage, PDF,“ 2016.
- [2] M. Ahting, F. Brauer, A. Duffek, I. Ebert, A. Eckhardt, E. Hassold, M. Helmecke, I. Kirst, B. Krause, P. Lepom, S. Leuthold, C. Mathan, V. Mohaupt, J. F. Moltmann, A. Müller, I. Nöh, C. Pickl, U. Pirntke, K. Pohl, J. Rechenberg, M. Suhr, C. Thierbach, L. Tietjen, P. Von der Ohe und C. Winde, „Empfehlungen zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen in den Gewässern,“ Umweltbundesamt, 2018.
- [3] K. Krümmerer und O. Olsson, „Langfristige Strategien zur Entfrachtung des aquatischen Kreislaufs von Mikroverunreinigungen,“ *Korrespondenz Abwasser, Abfall*, pp. 686-693, 2018 (65), Nr. 8.
- [4] S. Metzger, „Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser. Verfahrenstechnische, betriebliche und ökonomische Aspekte bei der Entfernung von Spurenstoffen,“ 2010.
- [5] Bayrisches Landesamt für Umwelt, Spurenstoffe im Wasser, 2016.
- [6] ARGE und Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe. NRW, „Mikroschadstoffentfernung Machbar? Wesentliche Inhalte einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination mit aktueller Stoffliste vom 01.09.2016,“ 2015.
- [7] DWA Themen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., „Möglichkeiten der Elimination von anthropogenen Spurenstoffen,“ T3/2015.
- [8] C. Braun, R. Gälli, C. Leu, N. Munz, Y. Schindler Wildhaber, I. Strahm und I. Wittmer, „Mikroverunreinigungen in Fließgewässern aus diffusen Einträgen. Situationsanalyse,“ 2015.
- [9] Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), „Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen, 17. Auflage, PDF,“ 2014.
- [10] A.-K. Siemers, J. S. Mänz, W.-U. Palm und W. K. L. Ruck, „Development and application of a simultaneous SPE-method for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), alkylated PAHs,

- heterocyclic PAHs (NSO-HET) and phenols in aqueous samples from German Rivers and the North Sea," *Chemosphere* , Nr. 122, pp. 105-114, 2018.
- [11] Technologiezentrum Wasser Karlsruhe (TZW), „Organische Spurenstoffe in der Wasserversorgung,“ 2006.
- [12] C. Abegglen und H. Siegrist, „Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen,“ *Umwelt-Wissen*, Nr. 1214, 2012.
- [13] L. Lonappan, S. K. Brar, R. K. Das, M. Verma und R. Y. Surampalli, „Diclofenac and its transformation products: Environmental occurrence and toxicity – A review,“ *Environmental International*, Nr. 96, pp. 127-138, 2016.
- [14] T. Hamers, J. H. Kamstra, E. Sonneveld, Murk, A. J., M. H. A. Kester, P. L. Andersson, J. Legler und A. Brouwer, „In Vitro Profiling of the Endocrine-Disrupting Potency of Brominated Flame Retardants,“ *Toxicological Science*. 92. Jg., Nr. 1, pp. 157-173, 2006.
- [15] ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW GbR, „Rechtliche Grundlagen,“ 28. 05. 2018. [Online]. Available: <https://www.masterplan-wasser.nrw.de/hintergrund/recht/>. [Zugriff am 14. 12. 2019].
- [16] Umweltbundesamt; Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, „Wasserwirtschaft in Deutschland - Grundlagen, Belastungen, Maßnahmen,“ Dessau-Roßlau, 2017.
- [17] Umweltbundesamt, 03 07 2018. [Online]. Available: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/wasserrecht>.
- [18] WWF. [Online]. Available: <https://mobil.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/WWF-Report-Zustand-der-Gewaesser-Deutschland-Kurzfassung.pdf>.
- [19] Umweltbundesamt, „Ökologischer Zustand der Fließgewässer,“ 04 07 2018. [Online]. Available: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/oekologischer-zustand-der-fliessgewaesser> .



- [20] Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/06/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik, 2013.
- [21] Umweltbundesamt, „Chemischer Zustand der Fließgewässer,“ 04 07 2018. [Online]. Available: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/chemischer-zustand-der-fliessgewaesser> .
- [22] Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz, „Wasserhaushaltsgesetz,“ 31. 07. 2009. [Online]. Available: [http://www.gesetze-im-internet.de/whg\\_2009/index.html](http://www.gesetze-im-internet.de/whg_2009/index.html). [Zugriff am 17. 12. 2019].
- [23] Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz, „Oberflächengewässerverordnung,“ [Online]. Available: URL:[http://www.gesetze-im-internet.de/ogewv\\_2016/index.html#BJNR137310016BJNE002200000](http://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/index.html#BJNR137310016BJNE002200000). [Zugriff am 17. 12. 2019].
- [24] Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Natur u. Verbraucherschutz NRW, „Flussgebiete NRW, „Monitoringleitfaden Oberflächengewässer Anlage D4,“,“ [Online]. Available: <https://www.flussgebiete.nrw.de/node/7724>. [Zugriff am 19 12 2019].
- [25] Ministerium des Inneren des Landes Nordrhein-Westfalen, „Richtlinien über die Gewährung von Zuwendungen für eine „Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW II“,“ 10. 04. 2017. [Online]. Available: [https://recht.nrw.de/lmi/owa/br\\_bes\\_text?anw\\_nr=1&gld\\_nr=7&ugl\\_nr=772&bes\\_id=36767&menu=1&sg=0&aufgehoben=N&keyword=ressourceneffiziente](https://recht.nrw.de/lmi/owa/br_bes_text?anw_nr=1&gld_nr=7&ugl_nr=772&bes_id=36767&menu=1&sg=0&aufgehoben=N&keyword=ressourceneffiziente). [Zugriff am 13. 12. 2019].
- [26] D.-I. U. Dittmer, „Fachliche Grundlagen für den Betrieb von Regenüberlaufbecken, Präsentation,“ DWA, Stuttgart.
- [27] „Elimination von organischen Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser: Situation in Deutschland,“ *Aqua & Gas*, Nr. 1, pp. 38-41, 2017.
- [28] S. Hartwein, „Schon viel erreicht bei der Spurenstoffelimination dank dreier Kompetenzzentren,“ *Aqua & Gas* No 10, 2017. [Online]. Available: <https://www.micropoll.ch> [Zugriff am 15. 12. 2019].

- [29] Umweltbundesamt, Organische Mikroverunreinigungen in Gewässern. Vierte Reinigungsstufe für weniger Einträge, 2015.
- [30] P. Wunderlin, „Interview: Elimination von organischen Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser: Situation in Deutschland,“ *Aqua & Gas* No 1, 2017. [Online]. Available: <https://www.koms-bw.de> [Zugriff am 15. 12. 2019].
- [31] Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, „Programm Reine Ruhr zur Strategie einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität in Nordrhein-Westfalen,“ Düsseldorf.
- [32] L. N.- u. V. N. Ministerium für Umwelt. [Online]. Available: <https://nrw-mikro.amit-services.de/karten/> . [Zugriff am 29 04 2020].
- [33] ARGE, Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe. NRW, „Mikroschadstoffelimination in kommunalen Kläranlagen in NRW,“ 05 2018. [Online]. Available: <https://www.masterplan-wasser.nrw.de>.
- [34] R. Gälli, J. Schmidt-Kleikemper, C. Ort und M. Schärer, „Mikroverunreinigungen in Gewässern. Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung,“ *Umwelt-Wissen*, Nr. 917, 2009.
- [35] „VSA-Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“. Anlagen/ Projekte,“ [Online]. Available: <https://www.micropoll.ch/anlagen-projekte/uebersichtskarte/> [ . [Zugriff am 29 04 2020].
- [36] H. von Kienle und E. Bäder, Aktivkohle und ihre industrielle Anwendung, 1980.
- [37] F. Zhao, Anwendung von Mikrowellen zur Reaktivierung von granulierter Aktivkohle aus der Abwasserbehandlung, 2016.
- [38] U. Brendel, „Einsatz von Aktivkohle in der kommunalen Abwasserreinigung,“ *Dissertation RWTH Aachen*, 1997.
- [39] F. Benstöm, A. Nahrstedt, M. Böhler, G. Knopp, D. Montag, H. Siegrist und J. Pinnekamp, „Granulierte Aktivkohle - Ein Review halb- und großtechnischer Untersuchungen,“ in *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser - 49. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft*, Essen, 2016, p. Kapitel 52.

- [40] F. Benstöm, „Granulierte Aktivkohle zur Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser, Dissertation,“ 2017.
- [41] H. Sontheimer, B. Frick, J. Fettig, G. Hörner, C. Hubele und G. Zimmer, „Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung,“ 1985.
- [42] C. Abegglen und H. Siegrist, „Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser - Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen,“ Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, 2012.
- [43] F.-W. Dr.-Ing. Bolle und J. Univ.-Prof. Dr.-Ing Pinnekamp, „Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase I,“ MKULNV, Aachen, 2011.
- [44] M. Jekel und W. Dott, „Leitfaden „Polare organische Spurenstoffe als Indikatoren im anthropogen beeinflussten Wasserkreislauf“,“ *Vom Wasser*, Nr. 111 (3), pp. 67-114, 2013.
- [45] A. Nahrstedt, H. Burbaum, C. Mauer, T. Sürder und J. Fritzsche, „Einsatz granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk „Obere Lutter“,“ *Korrespondenz Abwasser, Abfall*, Bd. 61, Nr. 5, pp. 408-426, 2014.
- [46] „AOL - Abwasserverband Obere Lutter,“ [Online]. Available: <https://www.obere-lutter.de/das-klarwerk/weitergehende-abwasserreinigung/spurenstoffelimination/>. [Zugriff am 17 06 2020].
- [47] M. Diehl, A. Sack, H. Lenz und R. Nau, „Effizienter Einsatz von kontinuierlich durchströmten Sandfiltern bei der Spurenstoffelimination nach Ozonung und/oder Pulveraktivkohledosierung und mit granulierter Aktivkohle,“ *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*; Heft 1/2018, S. 31-38, Neuss, 2018.
- [48] „VSA-Plattform "Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen" - Projekte mit granulierter Aktivkohle,“ [Online]. Available: <https://www.micropoll.ch/anlagen-projekte/gak/>. [Zugriff am 17 06 2020].
- [49] S. Metzger, *Spurenstoffelimination auf Kläranlagen. Vortrag. Werksleiter im Dialog*, 2017.
- [50] „VSA-Plattform „Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen“. Anlagen/ Projekte,“ 04 10 2018. [Online]. Available: <https://www.micropoll.ch/de/anlagen-projekte/>.
- [51] D. R. Simpson, „Biofilm processes in biologically active carbon water purification,“ *Water Research*, Nr. 42, pp. 2839-2848, 2008.

- [52] U. Austermann-Haun, K. Alt, A. Nahrstedt, J. Firk, A. Voigt und M. Kloppmann, „Einsatz von Ozonung in Kombination mit granulierter Aktivkohle auf den Kläranlagen Detmold und Paderborn. Arzneimittel und Mikroschadstoffe in Gewässern. Elimination im Spannungsfeld ökologischer Anforderungen und technischer Innovation,“ 19. und 20. 9. 2016.
- [53] M. Rattier, J. Reungoat, W. Gernjak und J. Keller, „Organic Micropollutant Removal by Biological Activated Carbon Filtration: A Review,“ Urban Water Security Research Alliance Technical Report No. 53, 2012.
- [54] M. Böhler, A. Wittmer, A. Heisele, A. Wohlhauser, L. Salhi, U. von Gunten, H. Siegrist, C. Mc Ardell, P. Longrée und B. Beck, „Ergänzende Untersuchung zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf der Ara Neugut,“ Bafu, Bern, 2013.
- [55] G. E. Speitel Jr., C.-J. Lu, M. Turakhia und X.-J. Zhu, „Biodegradation of Trace Concentrations of Substituted Phenols in Granular Activated Carbon Columns,“ *Environmental Science Technology*, Bd. 23, Nr. 1, pp. 68-74, 1989.
- [56] E. J. Bouwer und P. L. McCarty, „Removal of Trace Chlorinated Organic Compounds by Activated Carbon and Fixed-Film Bacteria,“ *Environmental Science Technology*, Bd. 16, Nr. 12, pp. 836-843, 1982.
- [57] „Biological activated carbon treatment of industrial wastewater in stirred tank reactors,“ *Chemical Engineering Journal*, Nr. 75, pp. 201-206, 1999.
- [58] U. Austermann-Haun, J. F. Meier, A. Nahrstedt, D. Sikorski, S. Kuhlmann und K. Alt, „Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Detmold mittels der Kombination von Ozon mit nachgeschalteter Aktivkohlefiltration. Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für,“ 2017.
- [59] „VSA-Plattform "Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen" - Projekte mit Pulveraktivkohle,“ [Online]. Available: <https://www.micropoll.ch/anlagen-projekte/pak/>. [Zugriff am 18.06.2020].
- [60] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., „Merkblatt DWA-M 205: Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser,“ 2013.
- [61] M. Jekel und A. S. Ruhl, „Anthropogene Spurenstoffe und Krankheitserreger im urbanen Kreislauf,“ Universitätsverlag der TU Berlin, 2016.

- [62] Umweltbundesamt, „Ozon,“ 26. 11. 2018. [Online]. Available: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/luftschadstoffe/ozon>. [Zugriff am 18. 12. 2019].
- [63] Deutscher Wetterdienst, „Wetterlexikon,“ [Online]. Available: <https://www.dwd.de/DE/service/lexikon/Functions/glossar.html>. [Zugriff am 18. 12. 2019].
- [64] C. Maus und J. Schulz, „Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Bonn Bad Godesberg,“ Sweco GmbH, DAHLEM Beratende Ingenieure GmbH & Co. Wasserwirtschaft KG, Bonn, 2017.
- [65] A. Strobel und K. Weißhaupt, „Oxidation mit Ozon,“ [Online]. Available: <https://www.hydrogroup.de/einsatzbereiche/wasseraufbereitung/ozonung.html>. [Zugriff am 19. 12. 2019].
- [66] C. von Sonntag und U. von Gunten, Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment. From Basic Principles to Applications, London: IWA, 2012.
- [67] C. Gottschalk, J. A. Libra und A. Saupe, Ozonation of Water and Wastewater . A Practical Guide to Understanding Ozone and its Application. 2. Edition, Weinheim: WILEY-VCH, 2010.
- [68] S. Dr.-Ing. Rödel, „Entscheidungskonzept zur Bewertung von Verfahren zur Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen (Dissertation),“ Universität der Bundeswehr München, München, 2019.
- [69] ARGE, Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe. NRW, „Fachbrief Bromat,“ 2018.
- [70] Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz, „Trinkwasserverordnung,“ 21. 05. 2001. [Online]. Available: [https://www.gesetze-im-internet.de/trinkwv\\_2001/](https://www.gesetze-im-internet.de/trinkwv_2001/). [Zugriff am 18. 12. 2019].
- [71] Umweltbundesamt , „Öffentliche Wasserversorgung,“ 06. 10. 2015. [Online]. Available: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/wasserwirtschaft/oeffentliche-wasserversorgung#grundwasser-ist-wichtigste-trinkwasserressource>. [Zugriff am 07. 02. 2020].
- [72] C. Abegglen, B. Escher, J. Hollender, S. Koepke, C. Ort, A. Peter, H. Siegrist, U. von Gunten, S. Zimmermann, M. Koch, P. Niederhauser, M. Schärer, C. Braun, R. Gälli, M. Junghans, S. Brocker, R. Moser und D. Rensch, „Ozonung von gereinigtem Abwasser Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf,“ Dübendorf, 2009.

- [73] Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, „Staatssekretär Dr. Bottermann weiht größte Ozonungsanlage in Deutschland ein,“ 2018.
- [74] I. Brückner, V. Kohlgrüber, J. Reichert, J. Pinnekamp, K. Kirchner, L. Blank und K. Klaer, „Ein Jahr Betriebserfahrungen mit der Ozonanlage Aachen-Soers,“ in *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, Band 250 - 52. Essener Tagung für Wasserwirtschaft*, Aachen, 2019, p. Kapitel 53.
- [75] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), „Arbeitsblatt DWA-A 203 - Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung,“ Hennef , 2019.
- [76] DWA, Hrsg. „Erfahrungen und Ergebnisse aus dem Betrieb der vierten Reinigungsstufe in Weißenburg,“ *Korrespondenz Abwasser, Abfall*, Nr. 66, April 2019.
- [77] ARGE, Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe. NRW, „Verfahrenskombinationen,“ [Online]. Available: <https://www.masterplan-wasser.nrw.de/multibarrieren/massnahmen-bei-der-abwasserbehandlung/verfahrenskombinationen/>. [Zugriff am 26. 12. 2019].
- [78] T. Dr.-Ing. Grünebaum , „Schlussbericht Phase 1 „Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen“,“ Essen, 2011.
- [79] J. Türk, M. Dazio, F. Dinkel, T. Ebben, V. Hassani, H. Herbst, R. Hochstrat, A. Matheja, D. Montag, F. Remmler, S. Schaeffer, E. Schramm, M. Vogt, N. Werbeck, P. Wermter und T. Wintgens, „Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben "Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)",“ 2013.
- [80] *AbwV - Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer*, 1997.
- [81] [Online]. Available: <https://www.chemie.de/lexikon/Tr%C3%BCbung.html>.
- [82] P. Grombach, G. Merkl, E. U. Trüeb und K. Haberer, *Handbuch der Wasserversorgungstechnik*, Oldenbourg Verlag, 2000.
- [83] L. f. U. Baden-Württemberg, Hrsg. „Funktionsstörungen auf Kläranlagen,“ *Siedlungswasserwirtschaft 7*, 1997.

- [84] K. M. N. ARGE, „Mikroschadstoffentfernung Machbar? Wesentliche Inhalte einer Machbarkeitsstudie für Anlagen zur Mikroschadstoffelimination mit aktueller Stoffliste vom 01.09.2016,“ 2015.
- [85] Ministerium für Umwelt, und Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz, „Runderlass des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz - IV-7-031 003 0101 -,“ 2017.
- [86] „Tim Online. NRW,“ [Online]. Available: <https://www.tim-online.nrw.de/tim-online2/>. [Zugriff am 12 08 2020].
- [87] Eurofins Umwelt West GmbH, *Angebot Nr.: W7YSDE200050-01*, Wesseling, 2020.
- [88] L. Gehrman, „Inauguraldissertation,“ Greifswald, 2017.
- [89] C. Götz, J. Otto und H. Singer, „Überprüfung des Reinigungseffekts. Auswahl geeigneter organischer Spurenstoffen,“ *Aqua & Gas*, Nr. 2, pp. 34-40, 2015.
- [90] ARGE, Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, „Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination, 2. überarbeitete und erweiterte Auflage, PDF,“ 2016.
- [91] „Geodienste,“ Bundesamt für Naturschutz, [Online]. Available: <https://geodienste.bfn.de/schutzgebiete?lang=de>. [Zugriff am 28 08 2020].
- [92] „Gewässerbewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie,“ [Online]. Available: [https://gewaesserbewertung.de/index.php?article\\_id=2&clang=0](https://gewaesserbewertung.de/index.php?article_id=2&clang=0). [Zugriff am 11 08 2020].
- [93] „ELWAS-WEB,“ Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW, [Online]. Available: <https://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf>. [Zugriff am 06 08 2020].
- [94] U. Austermann-Haun, A. Nahrstedt, H. Witte, S. Kuhlmann und K. Alt, „Pilotanlage Ozon + BAK (zweite Laufzeitphase) auf der Kläranlage Detmold,“ 2018.
- [95] H. Dipl.-Ing. Schaar, „Ozonung von Kläranlagenablauf zur weitergehenden Abwasserreinigung, Dissertation,“ Wien, 2015.



- [96] M. Schachtler und N. Hubaux, „Umsetzung der 4. Reinigungsstufe auf der Kläranlage Dübendorf, Schweiz,“ in *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, 50. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft*, Aachen, 2017, p. Kapitel 53.
- [97] H. Schaar und N. Kreuzinger, „4. Reinigungsstufe auf Kläranlagen zur weitergehenden Behandlung kommunaler Abwässer,“ *Österr Wasser- und Abfallw*, Bd. 69, pp. 340 - 345, 2017.
- [98] M. Barjenbruch und W. Firk, „Möglichkeiten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen,“ *Korrespondenz Abwasser, Abfall*, Nr. 61, Nr. 10, pp. 861-875, 2014.
- [99] C. Maus und J. Schulz, „Machbarkeitsstudie zur Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Bonn Salierweg,“ 2017.
- [100] L. Beyerle, C. Brepols und N. Wachendorf, „Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Grevenbroich,“ Bergheim.
- [101] P. Wunderlein, *Verfahrensüberblick zur biologischen Nachbehandlung bei der Ozonung*, VSA, Hrsg., 2018.
- [102] M. Böhler, M. Blunsch, N. Czekalski, J. Fleiner, C. Kienle, M. Langer, C. McArde, R. Teichler und H. Siegrist, „Biologische Nachbehandlung von kommunalem Abwasser nach Ozonung - ReTREAT, Abschlussbericht für das Bundesamt für Umwelt (Bafu) im Rahmen eines,“ Dübendorf, 2017.
- [103] H. Dr. rer. nat. Petry-Hansen, „Bakterielle Diversität von Biofilmen in Langsamfiltern, Dissertation,“ 2005.
- [104] J. M. Kaub, N. Biebersdorf und M. Urueta, „Kläranlage Emmerich 4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen,“ Bochum, 2014.
- [105] U. Austermann-Haun, J. F. Meier, A. Nahrstedt, D. Sikorski, S. Kuhlmann und K. Alt, „Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Detmold mittels der Kombination von Ozon mit nachgeschalteter Aktivkohlefiltration. Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium,“ 2017.
- [106] „Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben Projekt Nr. 5: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle (MIKROFlock),“ 2012. [Online]. Available:

- [https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht\\_MikroFlock.pdf](https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/wasser/abwasser/forschung/pdf/Abschlussbericht_MikroFlock.pdf). [Zugriff am 15.06.2020].
- [107] „www.nordicwater.com,“ [Online]. Available: <https://www.nordicwater.com/wp-content/uploads/2016/07/S1501-DynaSand-brochure-DE.pdf>. [Zugriff am 15.06.2020].
- [108] Xylem Water Solutions Deutschland GmbH, „Budget-Abgebot Nr. WPSCF20-OM3901, WEDECO Ozon-Anlagen, Projekt: Spurenstoffelimination KA Wachtberg-Züllighoven,“ 2020.
- [109] Nordic Water GmbH, *Richtpreisangebot: DynaSand®-Filter für das Projekt: Nachbehandlung von ozoniertem Abwasser, Anfrage vom 17.09.2020, Angebot Nr.: 2020-09.*
- [110] Aerzener Maschinenfabrik GmbH, Angebot für das AERZEN Drehkolbengebläse GM 10 S, 2019.
- [111] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., „Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien), 8. überarbeitete Auflage,“ Hennef, 2012.
- [112] „Geoportal NRW,“ 03.09.2020. [Online]. Available: <https://www.geoportal.nrw>.

# Anlagen

## Anlage A: Eliminationsergebnisse mittels Ozonung auf der Kläranlage Regensdorf

Substanz		Vorklärung ng/L	Nachklärung ng/L	Ozonung ng/L	Sandfilter ng/L	Elimination <sup>o</sup> Biologie %	Elimination <sup>o</sup> Ozonung %	Gesamt- elimination <sup>o</sup> %
Acetylsulfamethoxazol	Antibiotikummetabolit	711 ±425	<28	<8	<6	97 ±2		
Atenolol	Betablocker	2840 ±378	1618 ±219	297 ±264	166 ±59	42 ±10	82 ±16	94 ±1
Atrazin	Herbizid	37 ±39	46 ±51	30 ±28	31 ±29	n.b.	25 ±24	11 ±19
Atrazin-Desethyl	Herbizid-TP	38 ±12	36 ±9	38 ±8	36 ±8	7 ±8	-5 ±13	7 ±14
Benzotriazol	Korrosionsschutzmittel	10367 ±2008	6107 ±1372	2257 ±920	2254 ±1011	41 ±9	64 ±7	79 ±7
Bezafibrat	Lipidsenker	413 ±120	79 ±20	24 ±31	12 ±11	80 ±5	71 ±36	97 ±2
Bisphenol A	Industriechemikalie	4544 ±901	519 ±262	159 ±29	28 ±22	88 ±6	65 ±16	99 ±0
Carbamazepin	Antiepileptikum	523 ±130	542 ±128	<3	1	-5 ±18	100 ±0	100 ±0
Carbendazim*	Biozid	96 ±17	49 ±17	<22	<22	49	78	89
Clarithromycin	Antibiotikum	463 ±208	243 ±126	9 ±16	<3	49 ±15	97 ±4	100 ±0
Clindamycin	Antibiotikum	57 ±17	37 ±18	<3	<3	37 ±14	95 ±2	97 ±1
Clofibrinsäure	Lipidsenker	16 ±15	17 ±18	7 ±6	8 ±7	n.b.	68 ±19	57 ±15
Diatrizoate	Röntgenkontrastmittel	250 ±466	102 ±116	117 ±177	77 ±156	40 ±39	1 ±69	71 ±27
Diazinon	Insektizid	210 ±299	153 ±204	49 ±67	48 ±60	n.b.	67 ±10	69 ±20
Diclofenac	Analgetikum	1451 ±190	1224 ±320	<10	<10	16 ±16	100 ±0	100 ±0
Diuron*	Herbizid	127 ±33	70 ±27	18 ±4	<21	45	74	92
Estron	Estrogen	77 ±13	4 ±2	<0.1	<0.4	95 ±3	99 ±1	100 ±0
Estradiol	Estrogen	13 ±3	<1.1	<0.4	<0.8	96 ±1		97 ±1
Erythromycin (+TP)	Antibiotikum	64 ±15	35 ±17	<20	<20	43 ±11	65 ±16	81 ±5
Ibuprofen	Analgetikum	4242 ±475	51 ±33	24 ±31	<20	99 ±0	22 ±92	100 ±0
Iohexol	Röntgenkontrastmittel	35 ±21	19 ±9	47 ±35	71 ±58	n.b.	n.b.	n.b.
Iomeprol*	Röntgenkontrastmittel	22 ±6	21 ±17	16 ±7	16 ±13	n.b.	45	n.b.
Iopamidol	Röntgenkontrastmittel	44 ±27	57 ±64	48 ±41	41 ±57	n.b.	37 ±24	n.b.
Iopromid	Röntgenkontrastmittel	2114 ±2386	1046 ±473	1150 ±582	843 ±690	n.b.	24 ±9	n.b.
Iotalaminsäure	Röntgenkontrastmittel	965 ±851	412 ±654	86 ±105	456 ±641	n.b.	n.b.	n.b.
Irgarol	Biozid	15 ±9	10 ±8	<3	<3	38 ±28	90 ±3	94 ±1
Isoproturon	Herbizid	100 ±116	50 ±65	<3	<3	n.b.	97 ±2	97 ±3
Mecoprop	Biozid/Pestizid	231 ±260	853 ±1480	163 ±228	155 ±224	n.b.	68 ±13	48 ±28
Mefenaminsäure	Analgetikum	2739 ±317	174 ±13	<6	<6	94 ±1	98 ±0	100 ±0
Methylbenzotriazol	Korrosionsschutzmittel	2177 ±282	1704 ±389	325 ±164	259 ±55	22 ±9	81 ±10	88 ±3
Metoprolol	Betablocker	602 ±120	452 ±109	59 ±52	42 ±24	25 ±12	88 ±8	93 ±4
Naproxen	Analgetikum	635 ±77	274 ±52	<10	<10	57 ±7	98 ±0	99 ±0
Paracetamol	Analgetikum	39469 ±10979	<590	<118	<106	99 ±0		100 ±0
Phenazon	Analgetikum	n.a.	103 ±140	<13	<12		88 ±9	
Primidon	Antiepileptikum	73 ±15	58 ±19	23 ±8	23 ±8	20 ±23	60 ±8	70 ±6
Propranolol	Betablocker	109 ±84	89 ±56	5 ±6	<5	11 ±52	90 ±11	97 ±2
Roxithromycin	Antibiotikum	20 ±14	9 ±10	1	1	65 ±20	80 ±10	92 ±4
Sotalol	Betablocker	566 ±104	471 ±86	<16	<13	15 ±21	98 ±0	99 ±0
Sulfamethoxazol	Antibiotikum	338 ±256	199 ±113	9 ±12	8 ±13	32 ±18	96 ±3	98 ±1
Sulfapyridin	Antibiotikum	150 ±87	125 ±35	<3	<3	n.b.	99 ±0	99 ±1
Terbutryn	Herbizid	33 ±17	22 ±14	<6	<5	38 ±10	89 ±1	94 ±1
Terbutylazin	Herbizid	18 ±2	13 ±6	5 ±2	5 ±4	40 ±28	28 ±40	63 ±5
Trimethoprim	Antibiotikum	167 ±70	137 ±63	<5	<5	16 ±18	98 ±1	98 ±1

<sup>o</sup> Elimination bei Werten < Bestimmungsgrenze unter Verwendung der halben Bestimmungsgrenze berechnet

\* nur ein Messwert > Bestimmungsgrenze

TP: Transformationsprodukt n.a.: nicht auswertbar

n.b.: nicht bestimmbar aufgrund stark fluktuierender Konzentrationen oder Werte nahe der Bestimmungsgrenze

## Anlage B.1: Ergebnisse der Spurenstoffanalyse: Erweitertes Monitoring

KA Wachtberg Ergebnisse Monitoring Mikroschadstoffe			Erweitertes Monitoring															
Eingangsdatum	Einheit	Bewertungskriterium	27.05.2020 20104764 Vorfluter vor der Einleitstelle	27.05.2020 20104762 Schacht zw. Sandfang u. Belebungsbecken	27.05.2020 20104763 Ablauf Nachklärbecken	27.05.2020 20104765 Vorfluter nach der Einleitstelle	28.05.2020 20106028 Vorfluter vor der Einleitstelle	28.05.2020 20106026 Schacht zw. Sandfang u. Belebungsbecken	28.05.2020 20106027 Ablauf Nachklärbecken	28.05.2020 10106029 Vorfluter nach der Einleitstelle	16.06.2020 20117618 Vorfluter vor der Einleitstelle	16.06.2020 20117614 Schacht zw. Sandfang u. Belebungsbecken	16.06.2020 20117617 Ablauf Nachklärbecken	16.06.2020 20117619 Vorfluter nach der Einleitstelle	17.06.2020 20118743 Vorfluter vor der Einleitstelle	17.06.2020 20118741 Schacht zw. Sandfang u. Belebungsbecken	17.06.2020 20118742 Ablauf Nachklärbecken	17.06.2020 20118744 Vorfluter nach der Einleitstelle
Probennummer	Probenbezeichnung	Abfluc	26.05.2020				27.05.2020				15.06.2020				16.06.2020			
Datum der Probenahme	Uhrzeit der Probenahme	Art der Probe	24h-Mischp. Trockenw.				24h-Mischp. Trockenw.				24h-Mischp. Regenw.				24h-Mischp. Regenw.			
TW/RW-Tag Nr.			1				2				1				2			
<b>Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite</b>																		
Candesartan	ng/l	100	50	4400	5200	3800	50	4900	5600	3900	50	4900	6100	5300	50	3600	4700	3700
Carbamazepin	ng/l	500	10	270	400	280	10	210	380	340	10	610	580	490	10	260	520	390
Ciprofloxacin	ng/l	36	10	160	63	42	10	180	55	40	16	180	53	27	10	54	32	10
Clarithromycin	ng/l	100	10	20	190	130	10	270	160	130	10	10	20	20	10	10	20	20
Diclofenac	ng/l	50	48	4000	3300	2500	35	5700	3200	2500	12	4400	2600	2300	87	2500	2100	1500
Gabapentin	ng/l	100	100	9900	1600	1200	100	11000	1600	1400	10	17000	2700	1900	100	8800	1800	1000
Ibuprofen	ng/l	10	10	18000	10	10	10	18000	10	10	10	13000	10	10	100	8900	10	10
Losartan	ng/l	100	25	770	57	50	25	890	45	38	25	1900	80	82	25	670	74	46
Metoprolol	ng/l	7300	10	1900	770	600	10	1800	820	600	10	1800	950	620	10	1200	760	720
Sulfamethoxazol	ng/l	600	10	90	40	40	10	170	30	30	10	50	190	160	10	10	50	40
Valsartan	ng/l	100	50	6800	140	120	50	8600	200	140	50	8600	170	120	50	4600	230	110
Guanylharnstoff	ng/l		30	300	7400	3200	30	420	6800	2800	30	380	7000	4200	30	400	5600	2900
<b>Pestizide</b>																		
Terbutryn	ng/l	65	25	120	25	25	25	53	25	25	25	56	25	25	25	77	30	25
Mecoprop P	ng/l	100	20	50	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	30	20	30
Isoproturon	ng/l	300	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Flufenacet	ng/l	40	25	110	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	32	25	25
Tebuconazol	ng/l	1000	25	1800	460	340	25	270	510	370	25	98	140	120	25	160	150	111
Propiconazol	ng/l	1000	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
<b>Korrosionsschutzmittel</b>																		
1H-Benzotriazol	ng/l	10000	20	16000	2100	1400	30	15000	1900	1500	40	14000	3000	2400	60	9000	2500	1700
<b>Süßstoff</b>																		
Acesulfam K	ng/l	100	60	61000	350	280	60	72000	380	320	40	48000	250	230	70	38000	200	190
<b>Östrogene</b>																		
Östrogene Aktivität	ngEEQ/l	0,035	0,012	5,8	0,034	0,032	0,015	6	0,035	0,033	0,087	32	0,042	0,034	0,015	18	0,031	0,035
<b>Moschusduftstoffe</b>																		
Galaxolid	ng/l	7000	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
<b>Per- und polyfluorierte Chemikalien</b>																		
Perfluoroctansäure (PFOA)	µg/l	0,1	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,012	0,010	0,010	0,013	0,012	0,011	0,011	0,012	0,013
Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	µg/l	0,00065	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010
1H,1H,2H,2H-Perfluoroctansulfonsäure (H4PF)	µg/l	0,1	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010
<b>Brom und Stickstoff</b>																		
Bromat (2)	mg/l	0,01	0,025	0,064	0,025	0,025	0,025	0,077	0,025	0,025	-	-	0,025	-	0,025	0,063	0,025	0,025
Bromid (3)	mg/l	0,15	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	-	-	0,100	-	0,100	0,100	0,100	0,100
Nitrit (NO <sub>2</sub> )	mg/l		-	-	0,250	-	-	-	0,240	-	-	-	0,160	-	-	-	0,220	-
Nitrit-N (NO <sub>2</sub> -N)	mg/l		-	-	0,075	-	-	-	0,072	-	-	-	0,048	-	-	-	0,066	-
<b>Haupt- und Summenparameter</b>																		
AFS	mg/l		-	-	5	-	-	-	5	-	-	-	5	-	-	-	5	-
DOC	mg/l		-	-	5,9	-	-	-	5,6	-	-	-	5,7	-	-	-	5,3	-
TOC	mg/l		-	-	5,8	-	-	-	5,6	-	-	-	7	-	-	-	5,2	-

### Indikatorparameter zur Datenverdichtung

(1) Zielwertvorschlag für Oberflächengewässer

(2) C\_Bromid: Trinkwassertoleranzwert von Bromat = 0,01 mg/l sollte eingehalten werden

(3) C\_Bromid 0,15 mg/l: Einzelfallbewertung der Bromatbildung erforderlich

manuell eingegebene Werte / Mindestwerte

manuell eingegebene Werte / abweichende Bestimmungsgrenze von der Standardbestimmungsgrenze



## Anlage B.2: Ergebnisse der Spurenstoffanalyse: Datenverdichtung

KA Wachtberg Ergebnisse Monitoring Mikroschadstoffe			Monitoring zur Datenverdichtung																			
Eingangsdatum	Einheit	Bewertungskriterium	23.06.2020 20124345 Vorfluter vor der Einleitstelle	23.06.2020 20124343 Schacht zw. Sandfang u. Belebungsbecken	23.06.2020 20124344 Ablauf Nachklärbecken	23.06.2020 20124346 Vorfluter nach der Einleitstelle	24.06.2020 20125613 Vorfluter vor der Einleitstelle	24.06.2020 20125611 Schacht zw. Sandfang u. Belebungsbecken	24.06.2020 20125612 Ablauf Nachklärbecken	24.06.2020 20125614 Vorfluter nach der Einleitstelle	25.06.2020 20126342 Vorfluter vor der Einleitstelle	25.06.2020 20126340 Schacht zw. Sandfang u. Belebungsbecken	25.06.2020 20126341 Ablauf Nachklärbecken	25.06.2020 20126343 Vorfluter nach der Einleitstelle	30.06.2020 20130168 Vorfluter vor der Einleitstelle	30.06.2020 20130166 Schacht zw. Sandfang u. Belebungsbecken	30.06.2020 20130167 Ablauf Nachklärbecken	30.06.2020 20130169 Vorfluter nach der Einleitstelle	07.07.2020 2013417 Vorfluter vor der Einleitstelle	07.07.2020 20134615 Schacht zw. Sandfang u. Belebungsbecken	07.07.2020 20134616 Ablauf Nachklärbecken	07.07.2020 20134618 Vorfluter nach der Einleitstelle
Datum der Probenahme	Uhrzeit der Probenahme	Art der Probe	22.06.2020 24h-Mischp. Trockenw.	22.06.2020 24h-Mischp. Trockenw. 1	22.06.2020 24h-Mischp. Trockenw.	22.06.2020 24h-Mischp. Trockenw.	23.06.2020 24h-Mischp. Trockenw.	23.06.2020 24h-Mischp. Trockenw. 2	23.06.2020 24h-Mischp. Trockenw.	23.06.2020 24h-Mischp. Trockenw.	24.06.2020 24h-Mischp. Trockenw.	24.06.2020 24h-Mischp. Trockenw. 3	24.06.2020 24h-Mischp. Trockenw.	24.06.2020 24h-Mischp. Trockenw.	28.06.2020 24h-Mischp. Trockenw. ek	28.06.2020 24h-Mischp. Trockenw. 4	28.06.2020 24h-Mischp. Trockenw.	28.06.2020 24h-Mischp. Trockenw.	05.07.2020 24h-Mischp. Trockenw.	05.07.2020 24h-Mischp. Trockenw. 5	05.07.2020 24h-Mischp. Trockenw.	05.07.2020 24h-Mischp. Trockenw.
TW/RW-Tag Nr.																						
<b>Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite</b>																						
Candesartan	ng/l	100	50	5300	5350	4600	50	5200	5550	4750	50	4700	4850	4400	50	5800	5100	5000	50	3900	4000	3500
Carbamazepin	ng/l	500	10	530	530	470	10	630	540	620	10	330	540	550	10	580	540	490	10	610	410	380
Ciprofloxacin	ng/l	36																				
Clarithromycin	ng/l	100	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Diclofenac	ng/l	50	20	4400	2200	1900	20	4200	2200	1800	20	4200	1800	1700	20	4400	1800	1800	40	4800	1900	1700
Gabapentin	ng/l	100	10	18000	1900	1900	10	17000	2100	1400	10	21000	2000	1700	10	22000	2400	1900	10	16000	1700	1500
Ibuprofen	ng/l	10																				
Losartan	ng/l	100																				
Metoprolol	ng/l	7300	10	1900	1200	860	10	2600	930	810	10	1900	520	830	10	1700	670	790	10	1800	1000	850
Sulfamethoxazol	ng/l	600	10	110	20	20	10	10	20	20	10	100	20	10	10	20	20	20	10	20	20	30
Valsartan	ng/l	100	50	10000	290	210	50	10000	190	200	50	7400	190	120	50	8800	300	220	50	8600	180	190
Guanytharnstoff	ng/l																					
<b>Pestizide</b>																						
Terbutolol	ng/l	65	25	26	25	25	25	25	25	25	25	27	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Mecoprop P	ng/l	100																				
Isoproturon	ng/l	300																				
Flufenacet	ng/l	40																				
Tebuconazol	ng/l	1000																				
Propiconazol	ng/l	1000																				
<b>Korrosionsschutzmittel</b>																						
1H-Benzotriazol	ng/l	10000	20	26000	2600	2300	20	17000	2200	2000	10	18000	2100	2000	10	10000	2400	2100	10	13000	2400	2200
<b>Süßstoff</b>																						
Acesulfam K	ng/l	100																				
<b>Östrogene</b>																						
Östrogene Aktivität	ngEEQ/l	0,035																				
<b>Moschusduftstoffe</b>																						
Galaxolid	ng/l	7000																				
<b>Per- und polyfluorierte Chemikalien</b>																						
Perfluorooctansäure (PFOA)	µg/l	0,1																				
Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	µg/l	0,00065																				
1H,1H,2H,2H-Perfluorooctansulfonsäure (H4PF)	µg/l	0,1																				
<b>Brom und Stickstoff</b>																						
Bromat (2)	mg/l	0,01	-	-	0,025	-	-	-	0,025	-	-	-	0,025	-	-	-	0,025	-	-	-	0,025	-
Bromid (3)	mg/l	0,15	-	-	0,100	-	-	-	0,100	-	-	-	0,100	-	-	-	0,100	-	-	-	0,100	-
Nitrit (NO <sub>2</sub> )	mg/l		-	-	0,12	-	-	-	0,090	-	-	-	0,180	-	-	-	0,300	-	-	-	0,430	-
Nitrit-N (NO <sub>2</sub> -N)	mg/l		-	-	0,036	-	-	-	0,028	-	-	-	0,053	-	-	-	0,092	-	-	-	0,13	-
<b>Haupt- und Summenparameter</b>																						
AFS	mg/l		-	-	5	-	-	-	5	-	-	-	5	-	-	-	5	-	-	-	8	-
DOC	mg/l		-	-	4,7	-	-	-	4,8	-	-	-	4,3	-	-	-	4,8	-	-	-	3,7	-
TOC	mg/l		-	-	4,8	-	-	-	4,8	-	-	-	4,1	-	-	-	5,2	-	-	-	3,7	-

### Indikatorparameter zur Datenverdichtung

(1) Zielwertvorschlag für Oberflächengewässer

(2) C\_Bromid: Trinkwassertoleranzwert von Bromat = 0,01 mg/l sollte eingehalten werden

(3) C\_Bromid 0,15 mg/l: Einzelfallbewertung der Bromatbildung erforderlich

manuell eingegebene Werte / Mindestwerte

manuell eingegebene Werte / abweichende Bestimmungsgrenze von der Standardbestimmungsgrenze

### Anlage B.3: Ergebnisse der Spurenstoffanalyse: Bewertung von Kläranlage und Vorfluter

KA Wachtberg Ergebnisse Monitoring Mikroschadstoffe			Bewertung Kläranlage												Bewertung Vorfluter						Entfernbarkeit				
Eingangsdatum Probennummer Probenbezeichnung	Einheit	Bewertungskriterium Ablauf c	Anzahl Messungen			Bewertung Kläranlage				Bewertung Kläranlage				Bewertung Vorfluter				Entfernbarkeit							
			TW	RW	ges.	Mittelwert Zulauf	Mittelwert Ablauf	Abbauleistung Ziel: 80 %	Einleitwert eingehalten?	Mittelwert Zulauf	Mittelwert Ablauf	Abbauleistung Ziel: 80%	Einleitwert eingehalten?	Mittelwert Zulauf	Mittelwert Ablauf	Abbauleistung Ziel: 80%	Einleitwert eingehalten?	Mittelwert Vorfluter vor Einleitung Meßpunkt 1	Mittelwert Vorfluter nach Einleitung Meßpunkt 4	Mittelwert Vorfluter vor Einleitung Meßpunkt 1	Mittelwert Vorfluter nach Einleitung Meßpunkt 4	O3	AK		
Datum der Probenahme Uhrzeit der Probenahme Art der Probe				24h-Mischp. Trockenw.	24h-Mischp. Trockenw.	TW	TW	24h-Mischp. Regenw.	24h-Mischp. Regenw.	RW	RW	24h-Mischp. TW+RW	24h-Mischp. TW+RW	TW+RW	TW+RW	24h-Mischp. TW	24h-Mischp. TW	24h-Mischp. RW	24h-Mischp. RW	24h-Mischp. TW+RW	24h-Mischp. TW+RW				
TW/RW-Tag Nr.																									
<b>Arzneimittelwirkstoffe und Metabolite</b>																									
Candesartan	ng/l	100	7	2	9	4,886	5,071	4	nein	4,250	5,400	27	nein	4,744	5,144	8,4	nein	50	4,271	50	4,500	50	4,322	o	o
Carbamazepin	ng/l	500	7	2	9	451	477	6	ja	435	550	26	nein	448	493	10,2	ja	10	447	10	440	10	446	+	+
Ciprofloxacin	ng/l	36	2	2	4	170	59	-65	nein	117	43	-64	nein	144	51	-65	nein	10	41	13	19	12	30	+	+
Clarithromycin	ng/l	100	7	2	9	49	57	18	ja	10	20	100	ja	40	49	22,2	ja	10	44	10	20	10	39	+	o
Diclofenac	ng/l	50	7	2	9	4,529	2,343	-48	nein	3,450	2,350	-32	nein	4,289	2,344	-45	nein	29	1,986	50	1,900	34	1,967	+	+
Gabapentin	ng/l	100	7	2	9	16,129	1,900	-88	nein	12,900	2,250	-83	nein	15,411	1,978	-87,2	nein	36	1,514	55	1,450	40	1,500	-	-
Ibuprofen	ng/l	100	2	2	4	18,000	10	-100	ja	10,950	10	-100	ja	14,475	10	-100	ja	10	10	10	10	10	10	-	-
Losartan	ng/l	100	2	2	4	825	51	-94	ja	835	77	-91	ja	830	64	-92	ja	25	44	25	64	25	54	+	+
Metoprolol	ng/l	7300	7	2	9	1,943	844	-57	ja	1,500	855	-43	ja	1,844	847	-54	ja	10	763	10	670	10	742	o	+
Sulfamethoxazol	ng/l	600	7	2	9	74	24	67	ja	30	120	300	ja	64	46	29	ja	10	24	10	100	10	41	+	o
Valsartan	ng/l	100	7	2	9	8,314	236	-97	nein	6,600	200	-97	nein	7,933	228	-97	nein	50	171	50	115	50	159	o	+
Guanylharnstoff	ng/l		2	2	4	360	7,100	1.872	?	390	6,300	1515,4	?	375	6,700	1888,7	?	30	3,000	30	3,550	30	3,275		
<b>Pestizide</b>																									
Terbutryn	ng/l	65	7	2	9	81	35	-56	ja	67	28	-59	ja	77	33	-56,8	ja	25	33	25	25	25	31		
Mecoprop P	ng/l	100	2	2	4	35	20	n.b.	ja	25	20	n.b.	ja	30	20	n.b.	ja	20	20	20	25	20	23		
Isoproturon	ng/l	300	2	2	4	25	25	n.b.	ja	25	25	n.b.	ja	25	25	n.b.	ja	25	25	25	25	25	25		
Flufenacet	ng/l	40	2	2	4	68	25	n.b.	ja	29	25	n.b.	ja	48	25	n.b.	ja	25	25	25	25	25	25		
Tebuconazol	ng/l	1000	2	2	4	1,035	485	-53	ja	129	145	12	ja	582	315	-46	ja	25	355	25	116	25	235		
Propiconazol	ng/l	1000	2	2	4	25	25	n.b.	ja	25	25	n.b.	ja	25	25	n.b.	ja	25	25	25	25	25	25		
<b>Korrosionsschutzmittel</b>																									
1H-Benzotriazol	ng/l	10000	7	2	9	16,143	2,243	-86	ja	11,500	2,750	-76	ja	15,111	2,356	-84,4	ja	17	1,929	50	2,050	24	1,956	o	+
<b>Süßstoff</b>																									
Acesulfam K	ng/l	100	2	2	4	66,500	370	-99	nein	42,000	225	-99	nein	54,250	298	-99,5	nein	60	300	55	190	58	245	o	-
<b>Östrogene</b>																									
Östrogene Aktivität	ngEEQ/l	0,035	2	2	4	6	0,035	-99	ja	25	0,037	-100	nein	15,450	0,036	-99,8	nein	0,014	0,033	0,051	0,035	0,032	0,034		
<b>Moschusduftstoffe</b>																									
Galaxolid	ng/l	7000	2	2	4	25	25	n.b.	ja	25	25	n.b.	ja	25	25	n.b.	ja	25	25	25	25	25	25		
<b>Per- und polyfluorierte Chemikalien</b>																									
Perfluorooctansäure (PFOA)	µg/l	0,1	2	2	4	0,010	0,010	n.b.	ja	0,011	0,013	19,0	ja	0,010	0,011	n.b.	ja	0,010	0,011	0,011	0,013	0,010	0,012		
Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)	µg/l	0,00065	2	2	4	0,010	0,010	n.b.	n.b.	0,010	0,010	n.b.	ja	0,010	0,010	n.b.	ja	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010		
1H,1H,2H,2H-Perfluorooctansulfonsäure (H4PF)	µg/l	0,1	2	2	4	0,010	0,010	n.b.	ja	0,010	0,010	n.b.	ja	0,010	0,010	n.b.	ja	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010	0,010		
<b>Brom und Stickstoff</b>																									
Bromat (2)	mg/l	0,01	7	2	9																				
Bromid (3)	mg/l	0,15	7	2	9																				
Nitrit (NO <sub>2</sub> )	mg/l		7	2	9																				
Nitrit-N (NO <sub>2</sub> -N)	mg/l		7	2	9																				
<b>Haupt- und Summenparameter</b>																									
AFS	mg/l		7	2	9																				
DOC	mg/l		7	2	9																				
TOC	mg/l		7	2	9																				

Indikatorparameter zur Datenverdichtung

(1) Zielwertvorschlag für Oberflächengewässer

(2) C<sub>2</sub> Bromid: Trinkwassertoleranzwert von Bromat = 0,01 mg/l sollte eingehalten werden

(3) C<sub>3</sub> Bromid 0,15 mg/l: Einzelfallbewertung der Bromatbildung erforderlich

manuell eingegebene Werte / Mindestwerte

manuell eingegebene Werte / abweichende Bestimmungsgrenze von der Standardbestimmungsgrenze

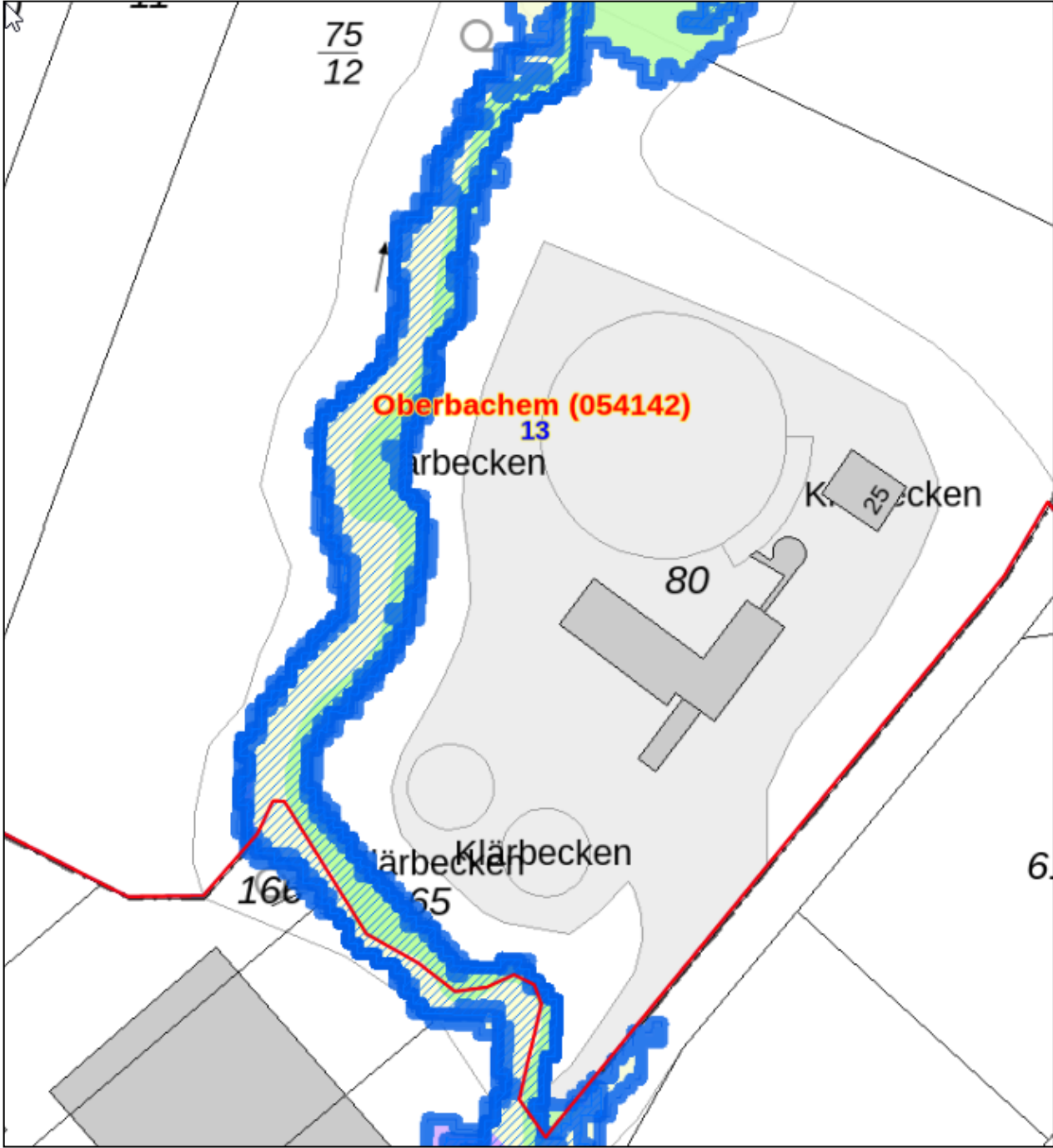
n.b. = nicht berechenbar (auf Grund der Bestimmungsgrenze)



**Anlage C: Allgemeine Einstufungskriterien für den Zustand von Flüssen, Seen, Übergangs- und Küstengewässern [92]**

<b>Sehr gut</b>	Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässers entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen an (Referenzbedingungen). Die typspezifischen Referenzbedingungen sind erfüllt und die typspezifischen Gemeinschaften sind vorhanden. Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen (Referenzbedingungen).
<b>Gut</b>	Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps oberirdischer Gewässer zeigen geringe anthropogene Abweichungen an, weichen aber nur in geringem Maß von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen (Referenzbedingungen).
<b>Mäßig</b>	Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps weichen mäßig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen (Referenzbedingungen). Die Werte geben Hinweise auf mäßige anthropogene Abweichungen und weisen signifikant stärkere Störungen auf, als dies unter den Bedingungen des guten Zustands der Fall ist.
<b>Unbefriedigend</b>	Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Typs oberirdischer Gewässer weisen stärkere Veränderungen auf und die Biozönosen weichen erheblich von denen ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen (Referenzbedingungen).
<b>Schlecht</b>	Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Typs oberirdischer Gewässer weisen erhebliche Veränderungen auf und große Teile der Biozönosen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen (Referenzbedingungen), fehlen.

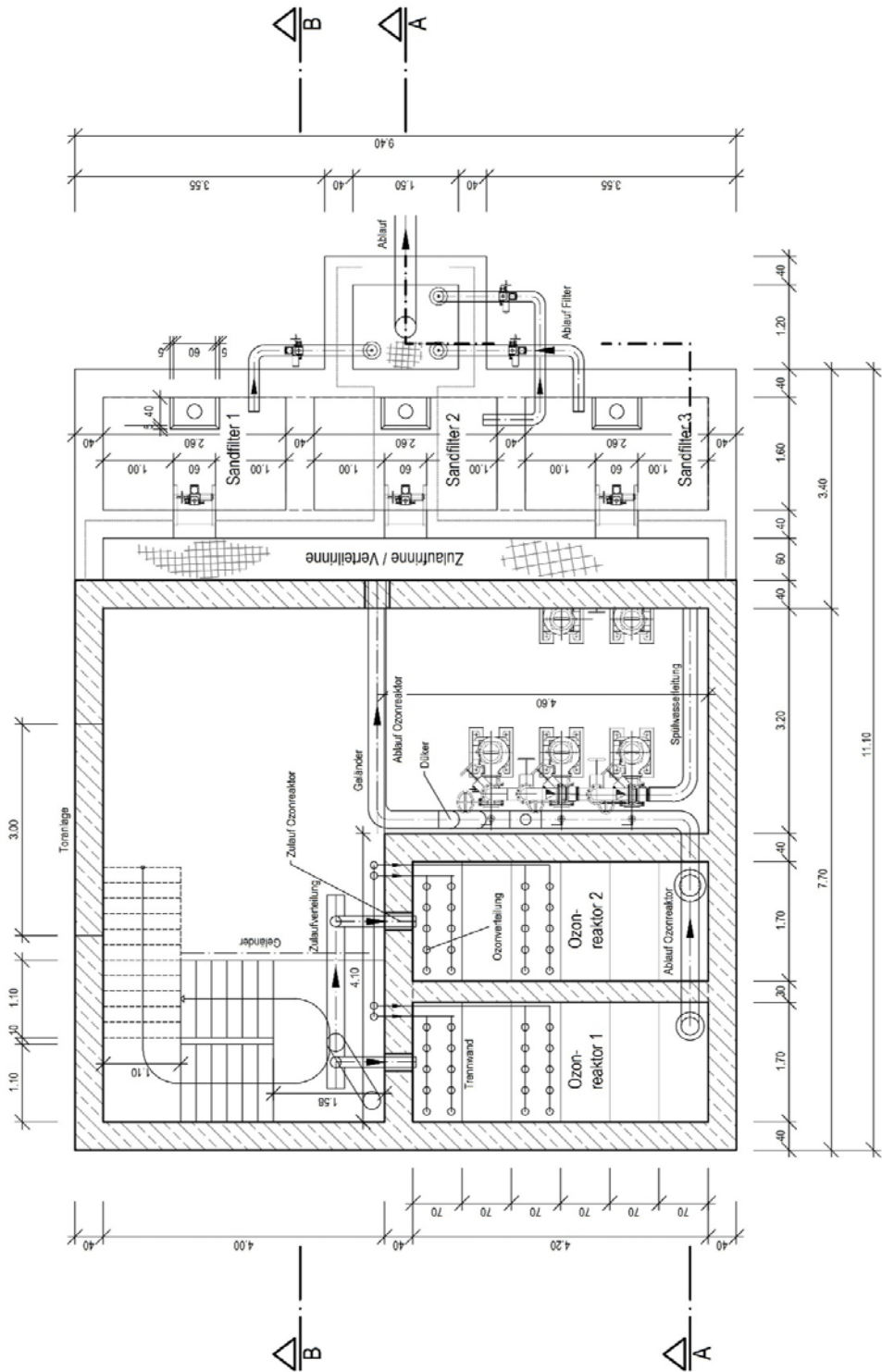
Anlage D: Karte Hochwasserrisiko- und Überschwemmungsgebiete Züllighovener Bach [112]



**Anlage E.1: Pläne Variante 1**

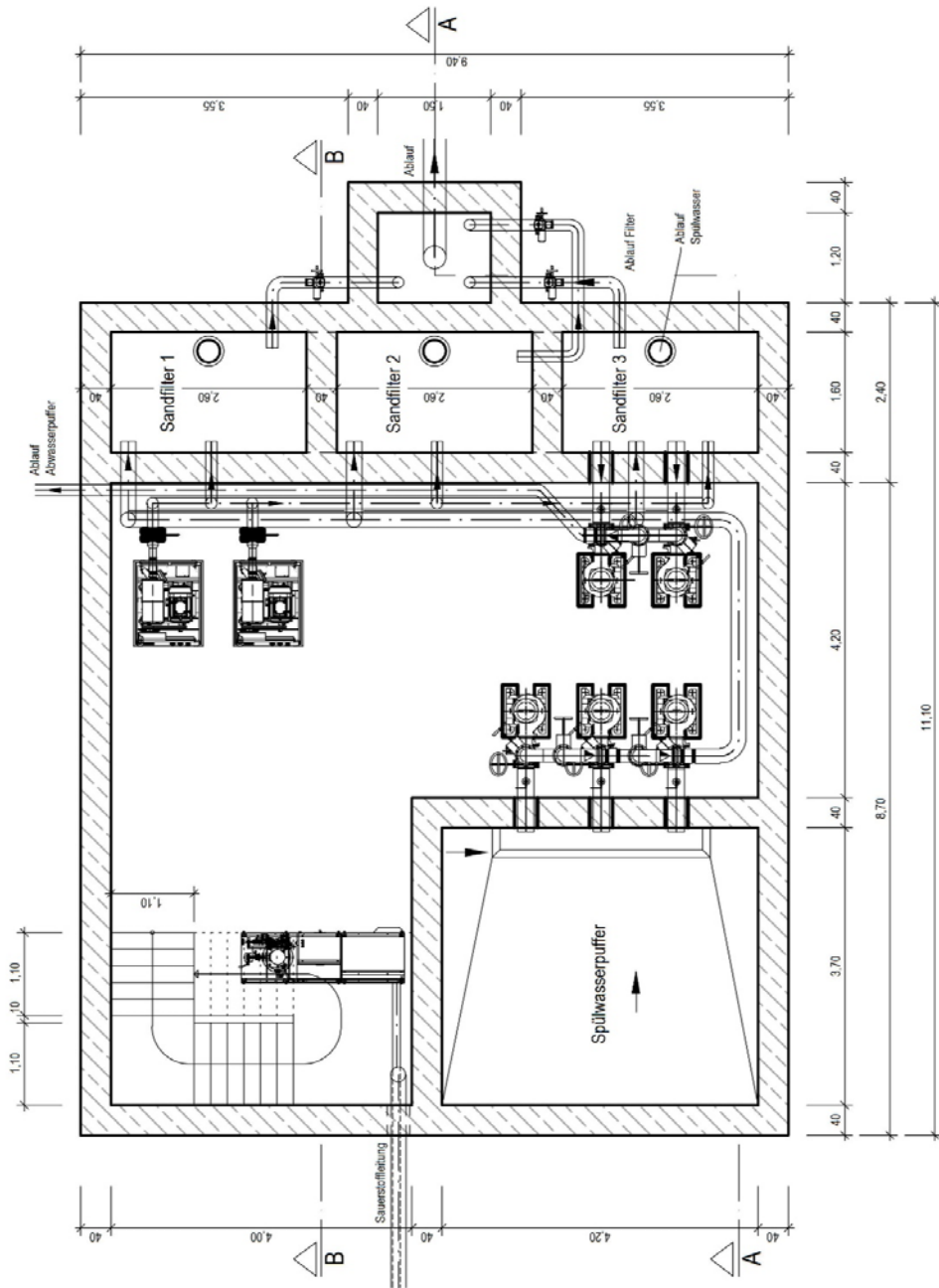


Grundriss: Erdgeschoss



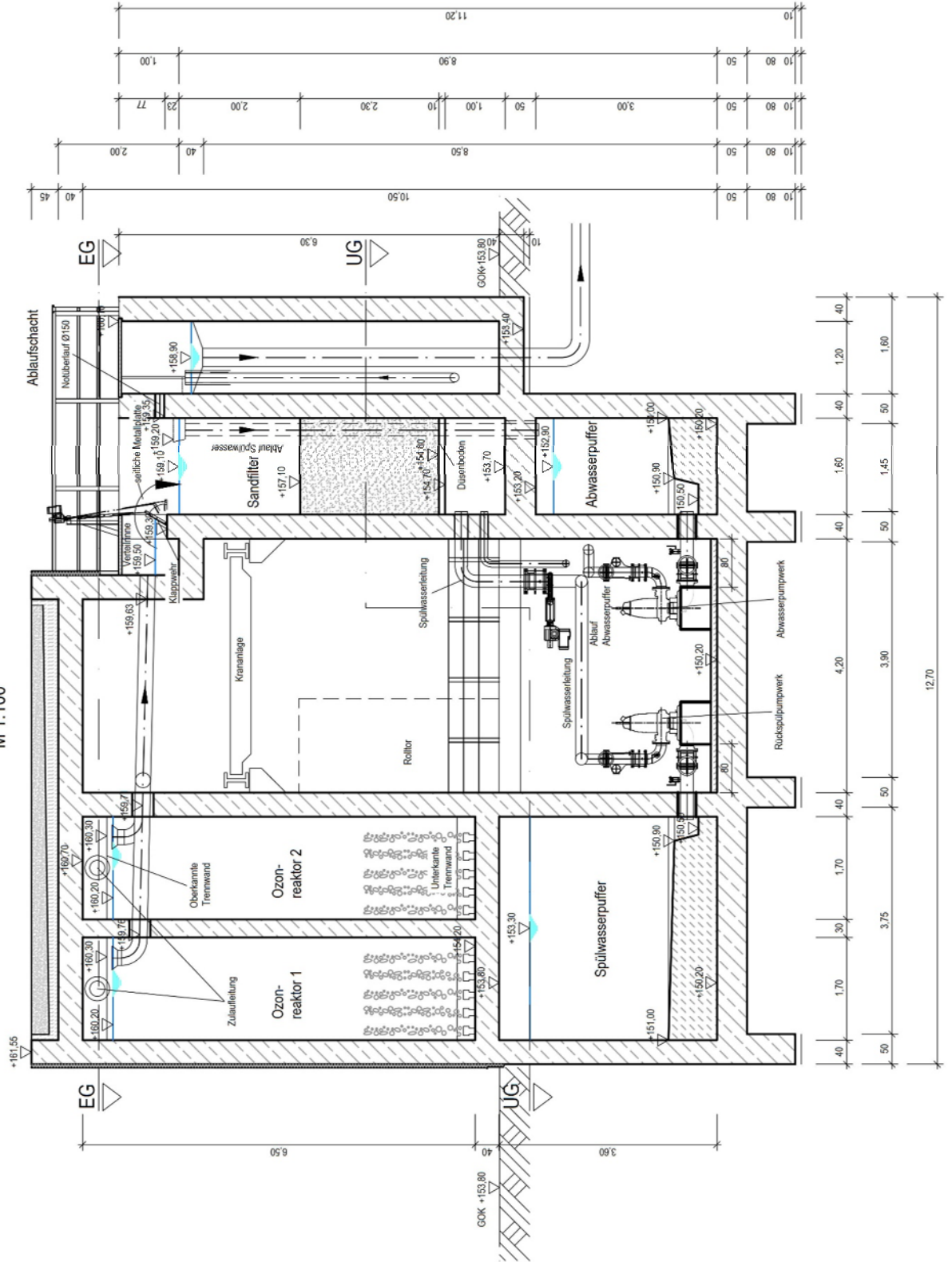
# Anlage E.1: Pläne Variante 1

4. Reinigungsstufe Ozonung + Sandfilter  
 Grundriss: Untergeschoss  
 M 1:100



# Anlage E.1: Pläne Variante 1

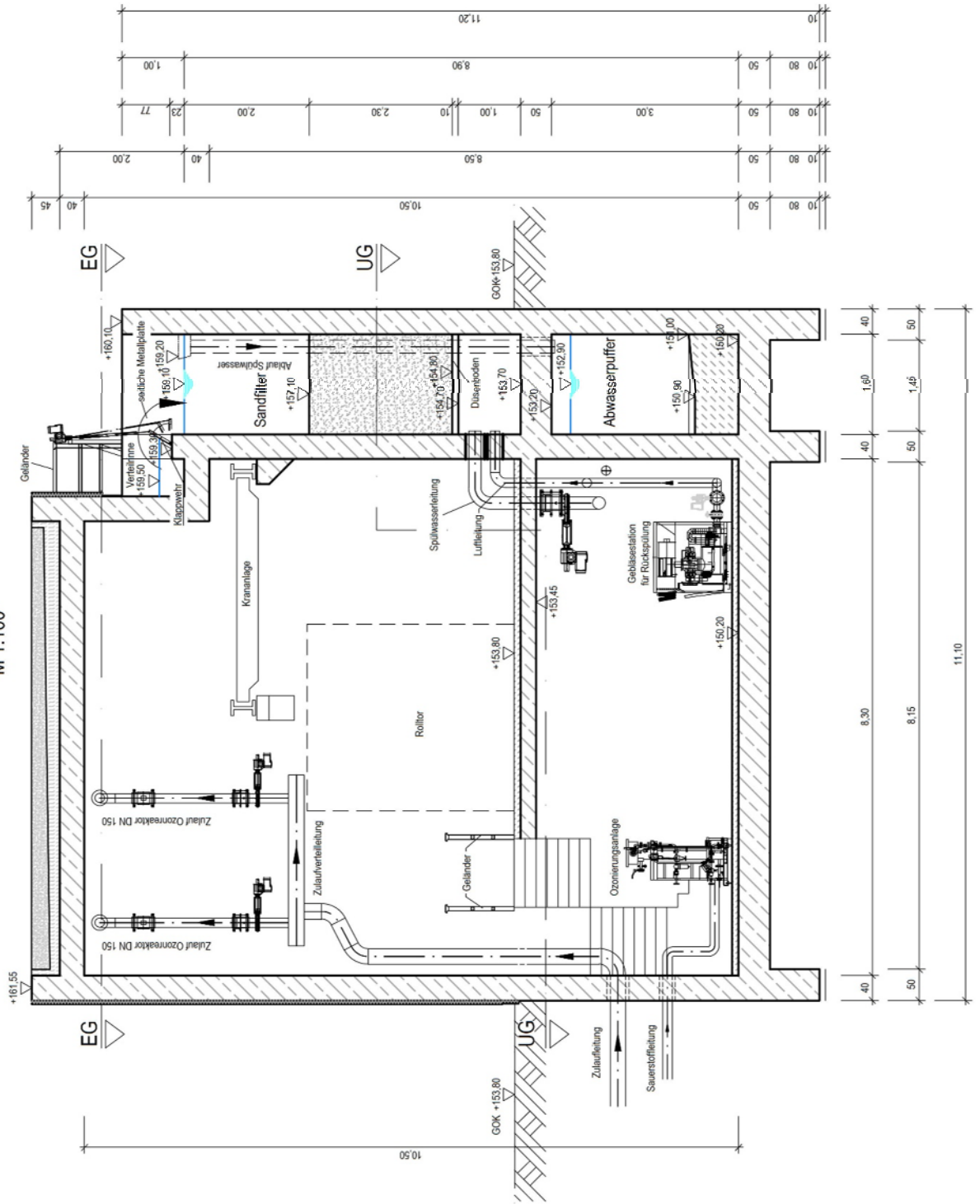
## 4. Reinigungsstufe Ozonung + Sandfilter Schnitt A-A M 1:100





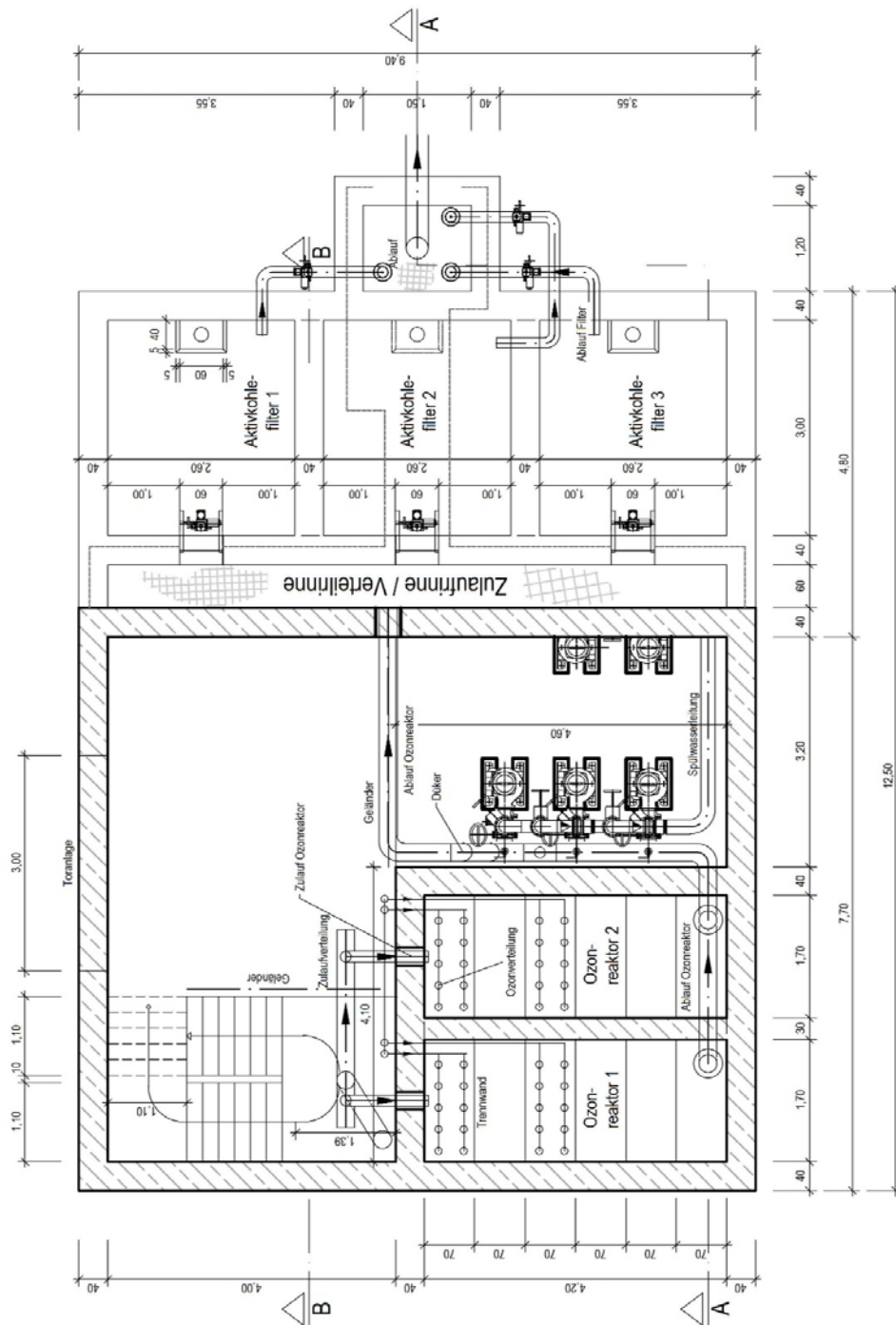
# Anlage E.1: Pläne Variante 1

## 4. Reinigungsstufe Ozonung + Sandfilter Schnitt B-B M 1:100



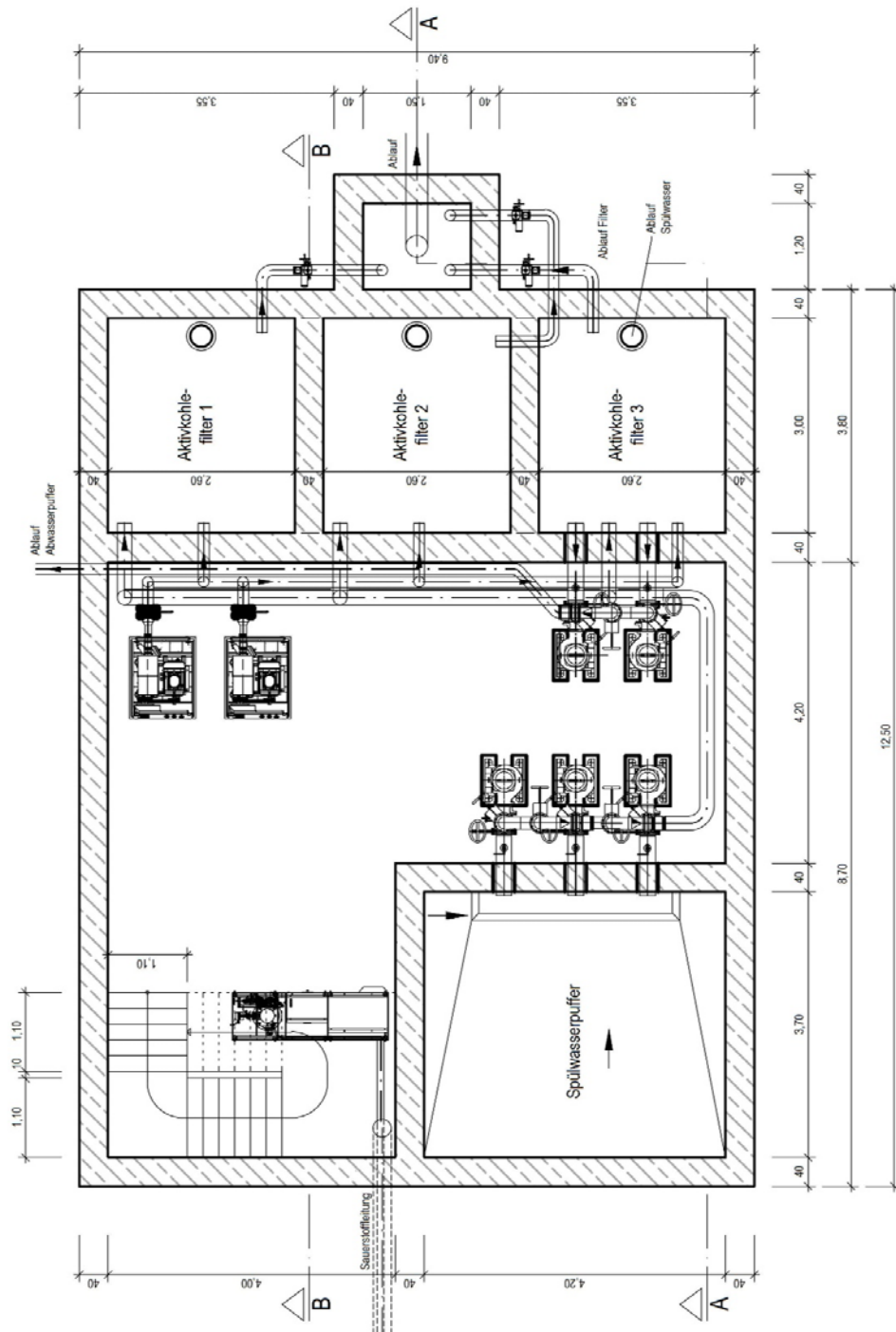
## Anlage E.2: Pläne Variante 2

### 4. Reinigungsstufe Ozonung + Aktivkohlefilter Grundriss: Erdgeschoss M 1:100



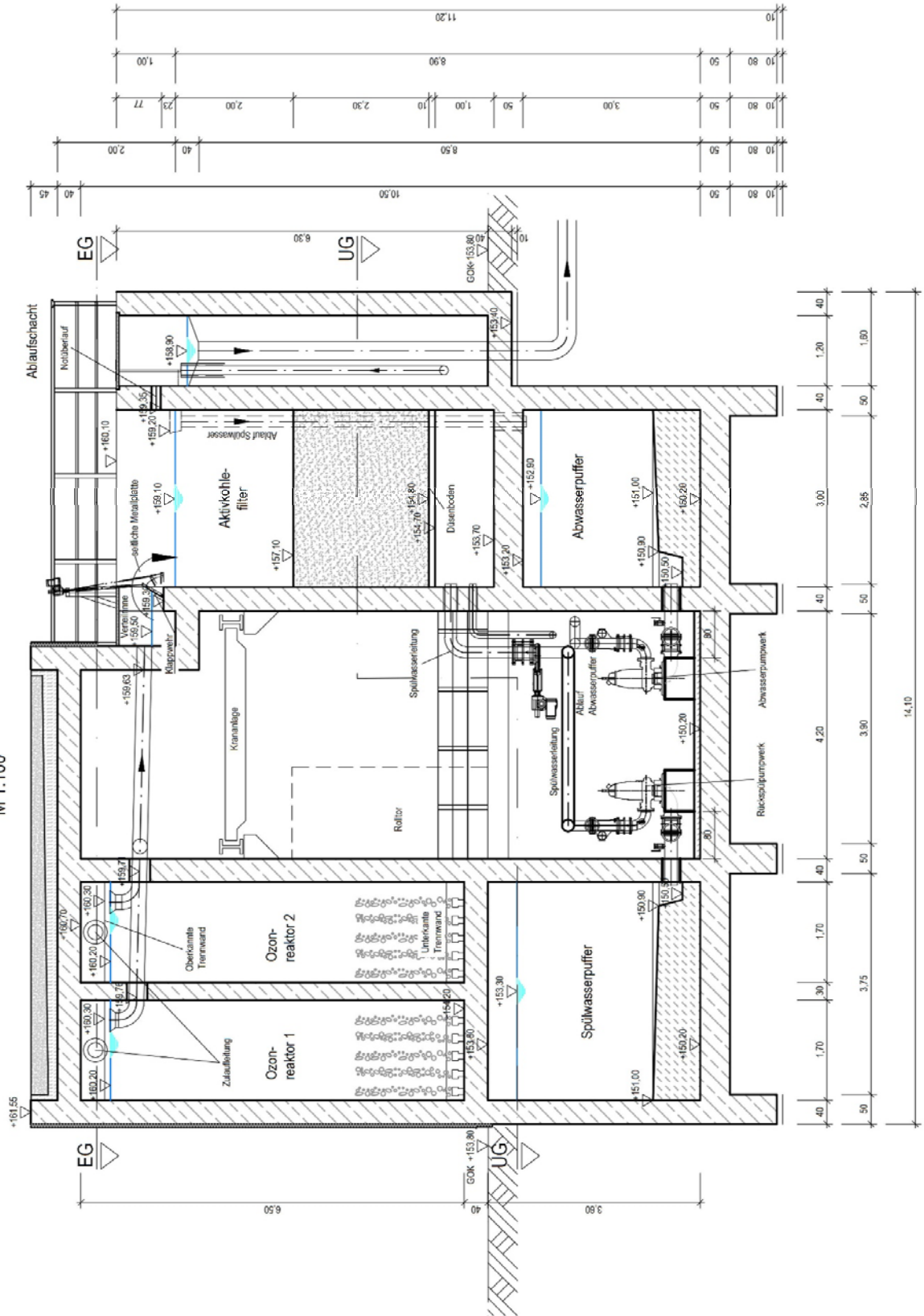
## Anlage E.2: Pläne Variante 2

### 4. Reinigungsstufe Ozonung + Aktivkohlefilter Grundriss: Untergeschoss M 1:100



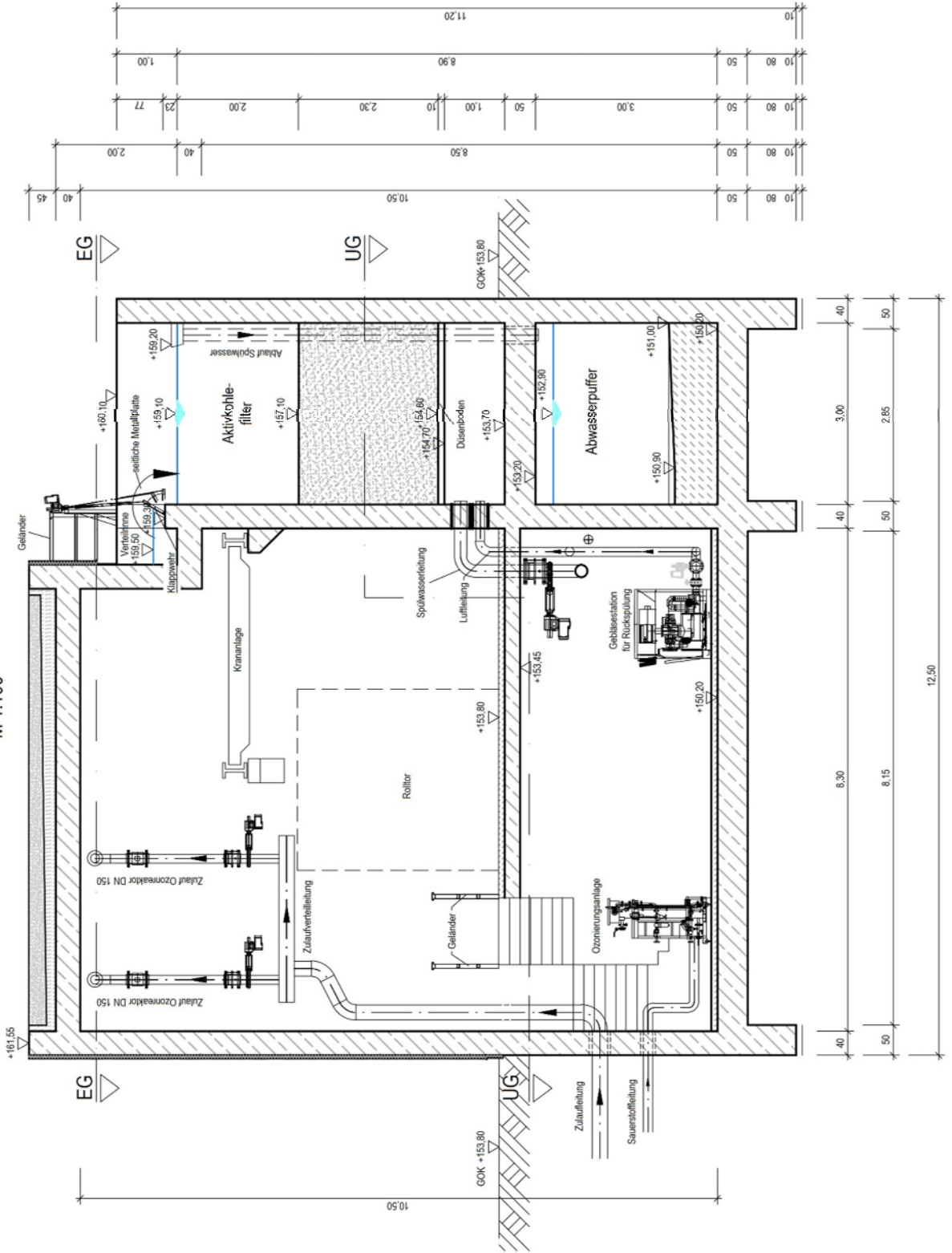
## Anlage E.2: Pläne Variante 2

### 4. Reinigungsstufe Ozonung + Aktivkohlefilter Schnitt A-A M 1:100



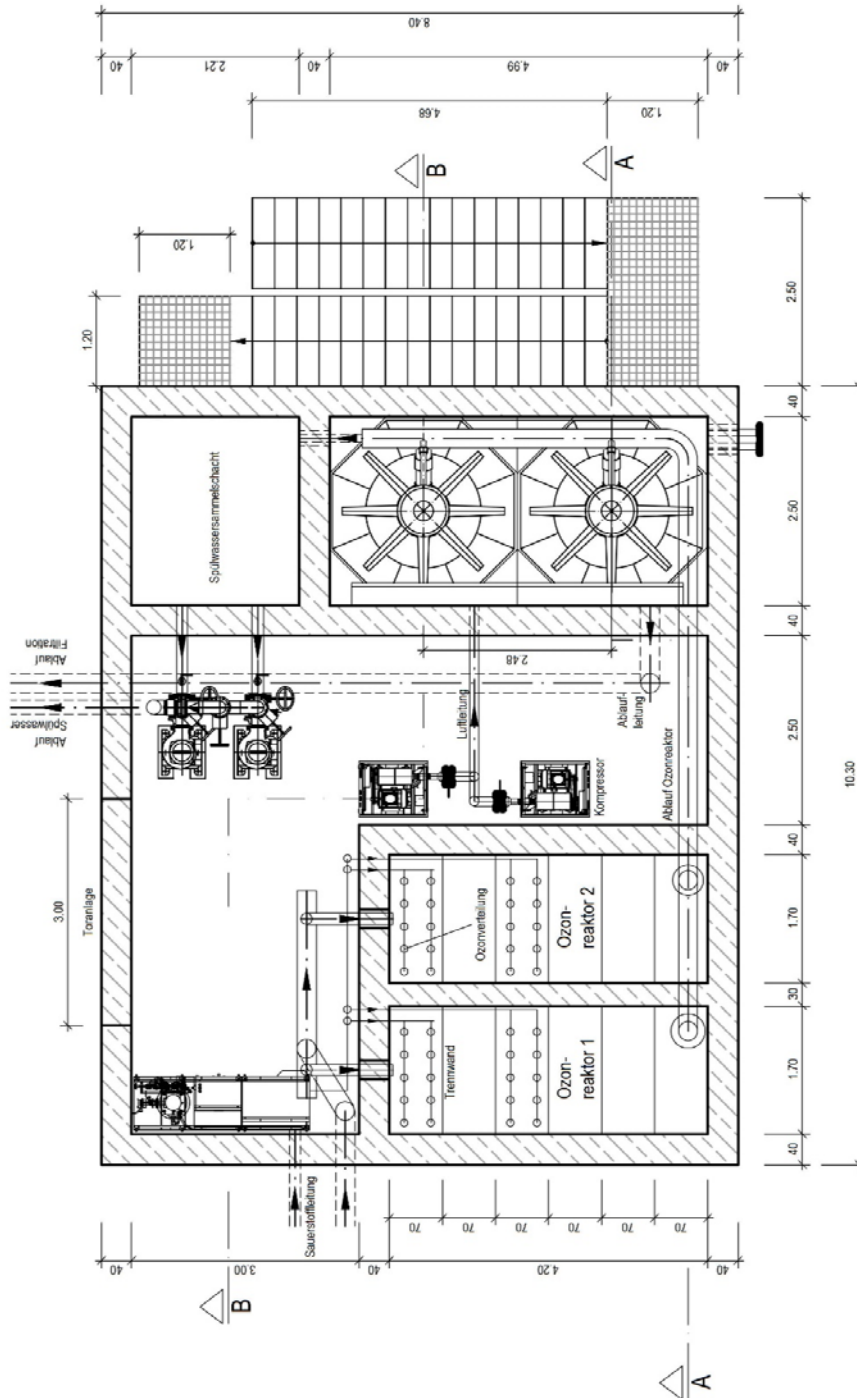
# Anlage E.2: Pläne Variante 2

## 4. Reinigungsstufe Ozonung + Aktivkohlefilter Schnitt B-B M 1:100



### Anlage E.3: Pläne Variante 3

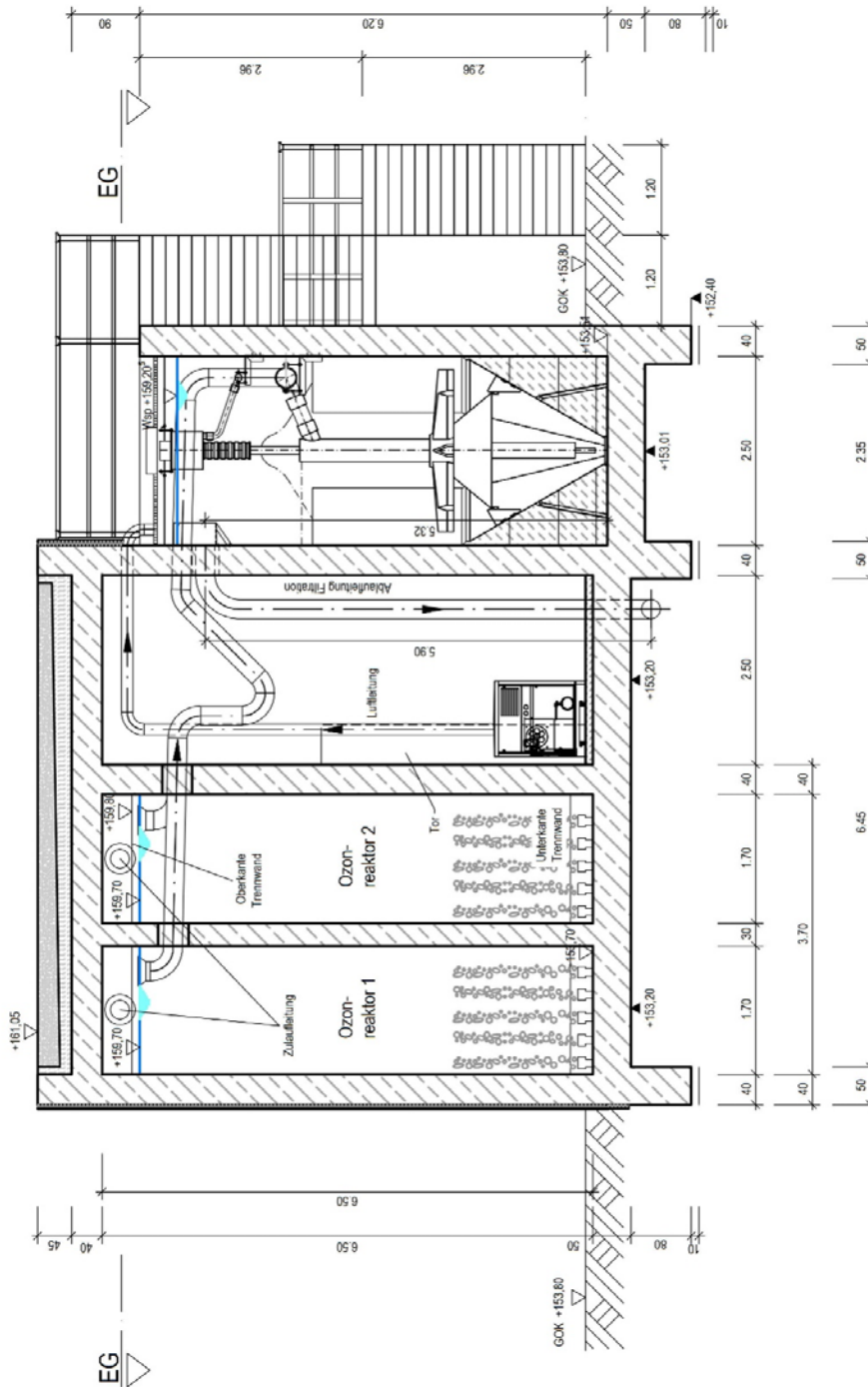
#### 4. Reinigungsstufe Ozonung + DynaSand/Carbon-Filter Grundriss M 1:100





### Anlage E.3: Pläne Variante 3

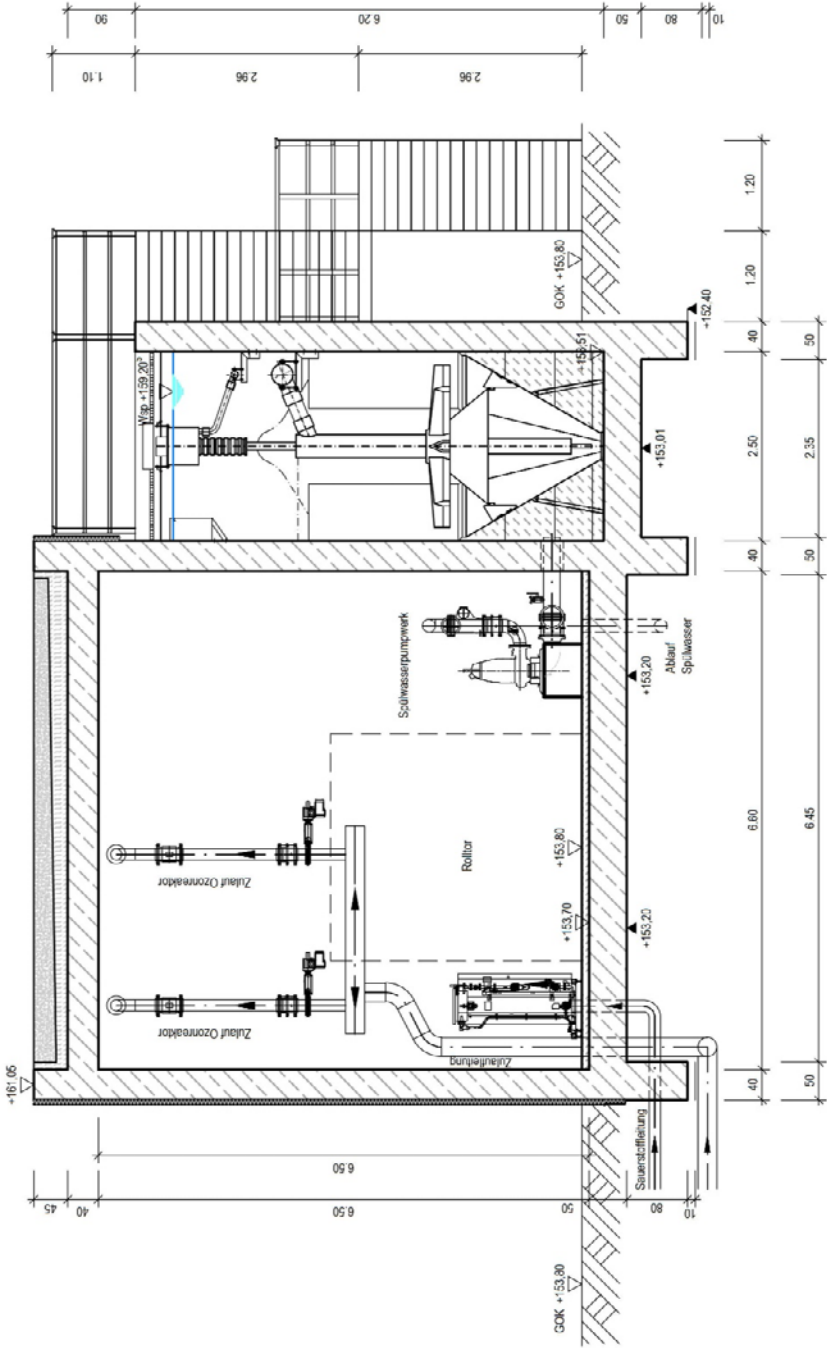
4. Reinigungsstufe Ozonung +  
 DynaSand/Carbon-Filter  
 Schnitt A-A  
 M 1:100





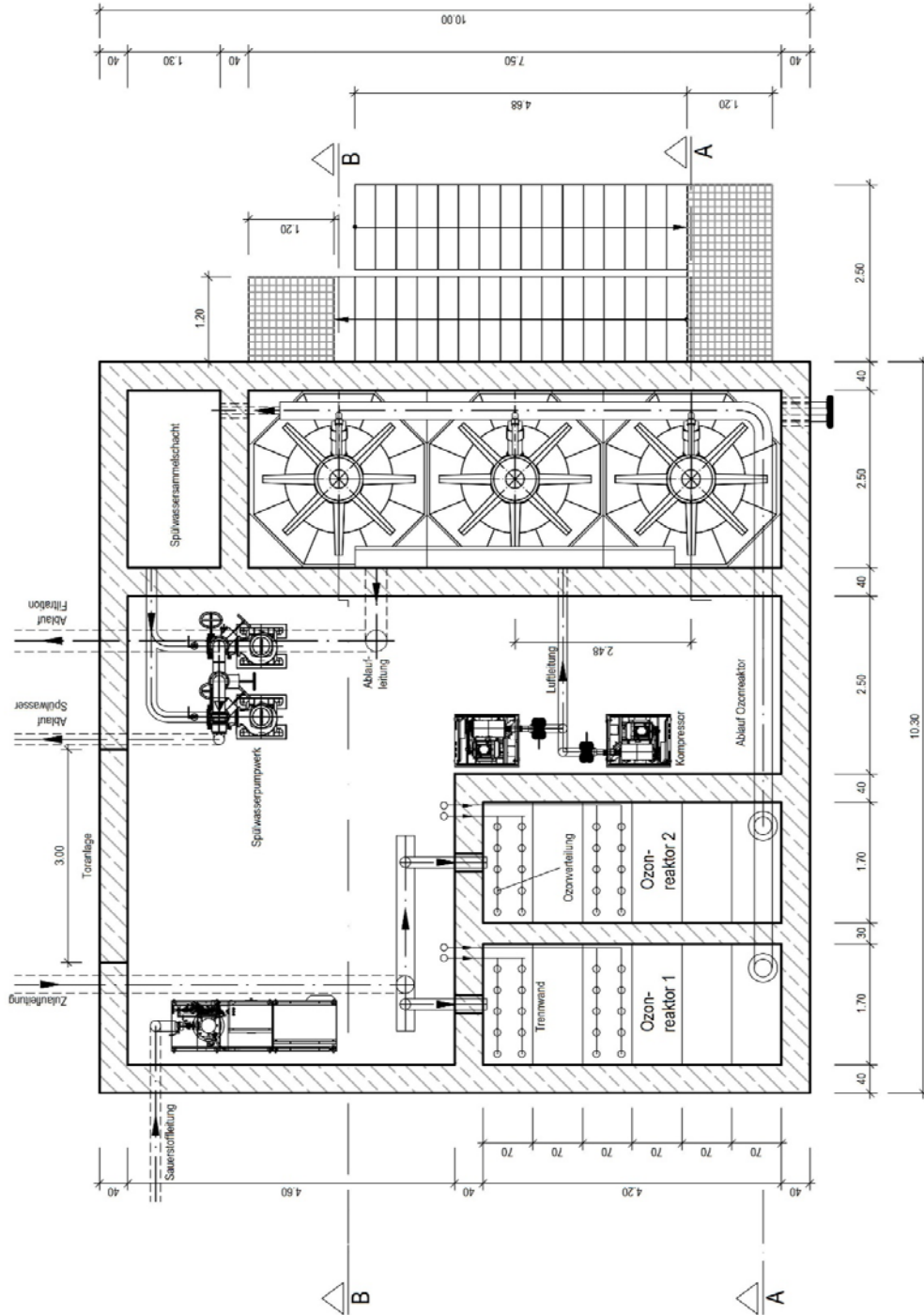
Anlage E.3: Pläne Variante 3

4. Reinigungsstufe Ozonung +  
 DynaSand/Carbon-Filter  
 Schnitt B-B  
 M 1:100



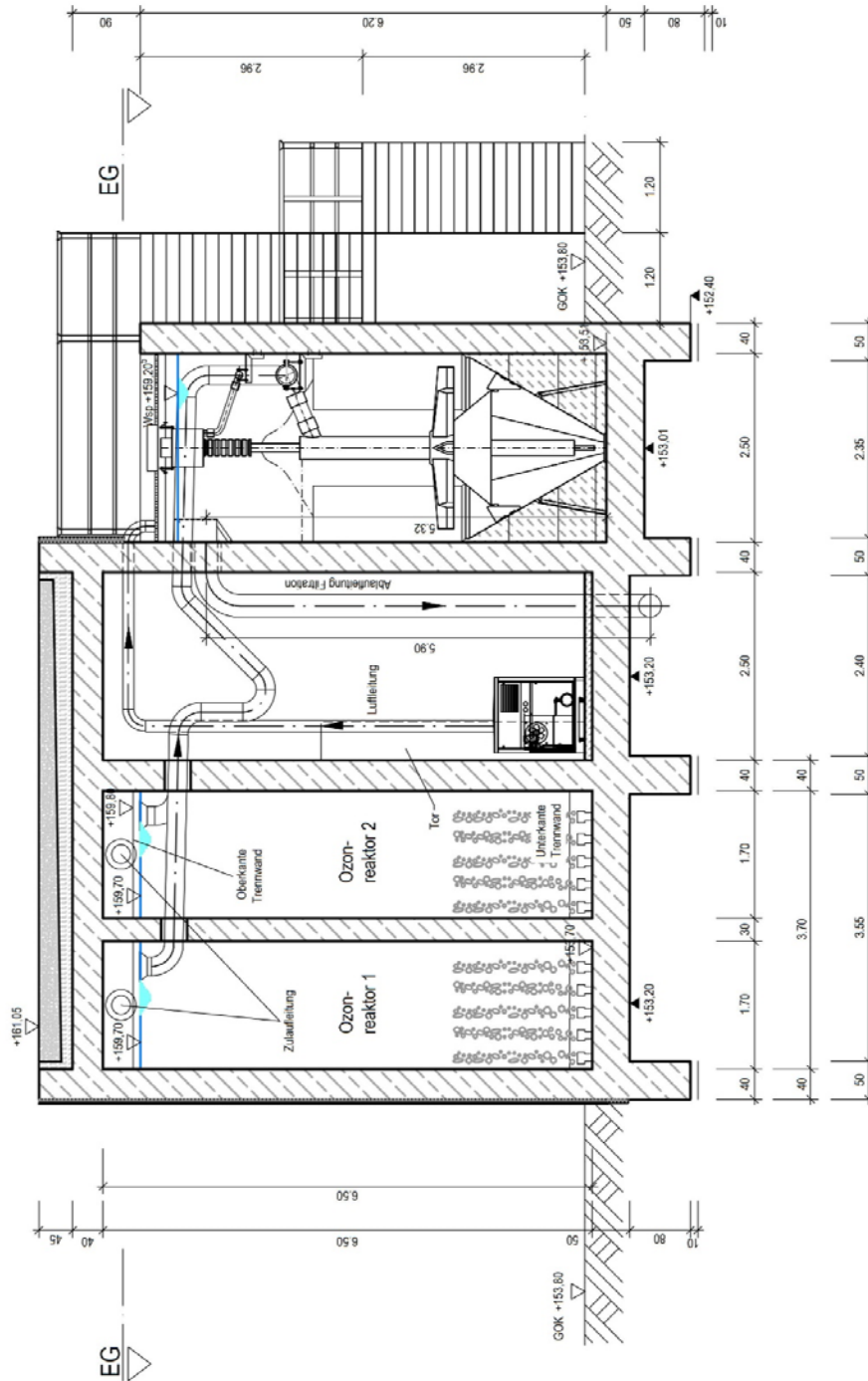
# Anlage E.4: Pläne Variante 4

DynaSand/Carbon-Filter  
 Grundriss  
 M 1:100



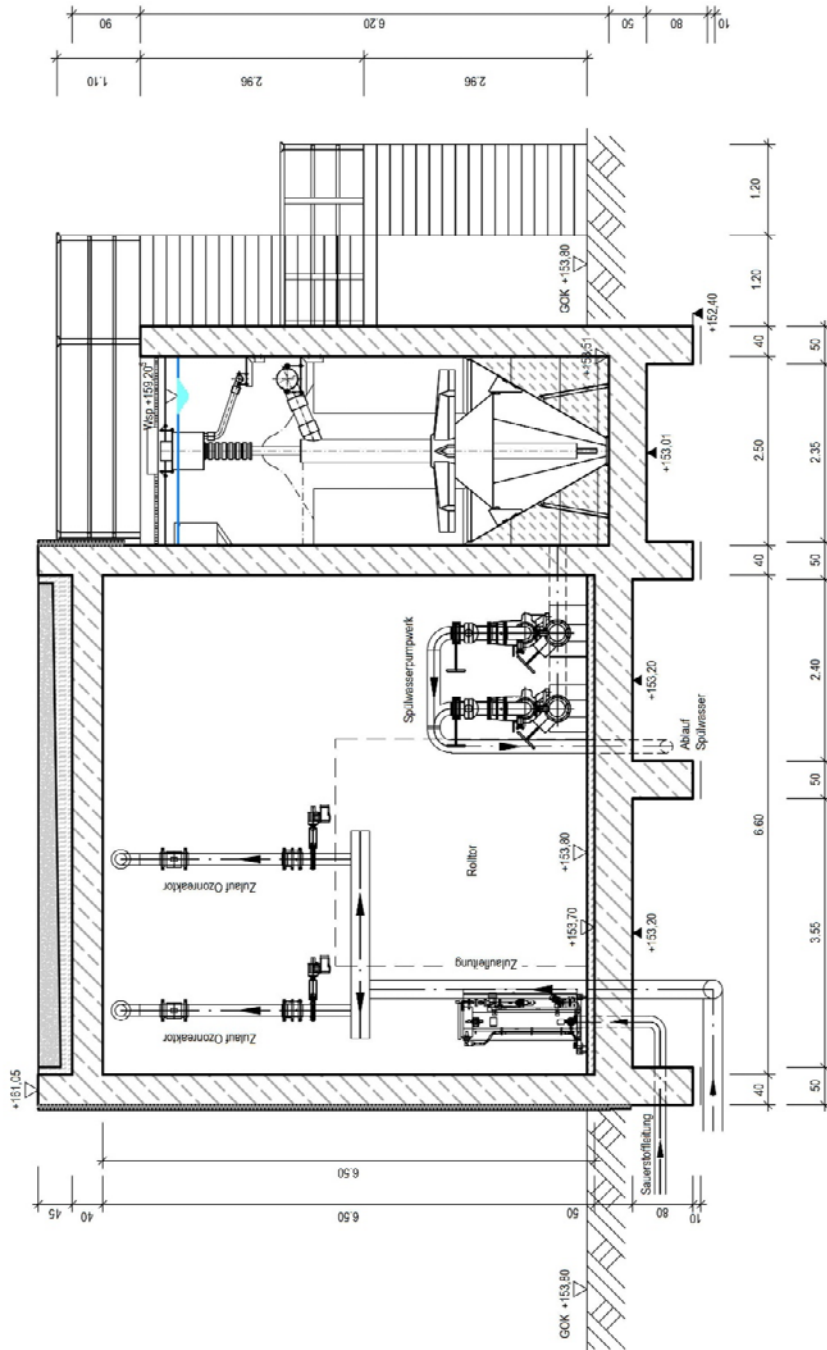
# Anlage E.4: Pläne Variante 4

## 4. Reinigungsstufe Ozonung + DynaSand/Carbon-Filter Schnitt A-A M 1:100



# Anlage E.4: Pläne Variante 4

4. Reinigungsstufe Ozonung +  
 DynaSand/Carbon-Filter  
 Schnitt B-B  
 M 1:100



Grundriss: Erdgeschoss

