Kläranlage Altenberge

4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen

Studie
Mai 2014 | 1. Ausfertigung
Projektnummer 0104 036

TUTTAHS & MEYER
INGENIEURGESELLSCHAFT
für Wasser-, Abwasser- und Energiewirtschaft mbH

Intertek

Kläranlage Altenberge

4. Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroschadstoffen

Studie
Mai 2014 | 1. Ausfertigung
Projektnummer 0104 036

Bearbeitet durch:
Dipl.-Ing. Bernhard Wöffen
Dipl.-Ing. Dietmar Loch

Aufgestellt:
Aachen, im Mai 2014

Prof. Dr. Markus Schröder

Gesamtinhaltsverzeichnis

I	Schriftlicher Teil
	Erläuterungsbericht mit Anlagen
II	Zeichnerische Darstellung

Blatt	Titel	Maßstab	Verwaltungsnummer
1	Lageplan, Variante 1 PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle	1 : 200	030 007 01 00
2	Lageplan, Variante 2 PAK-Dosierung	1 : 200	030 007 02 00
3	Lageplan, Variante 3 nachgeschaltete GAK-Filter	1 : 200	030 007 03 00
4	Lageplan, Variante 4 Ozonung	1 : 200	030 007 04 00
5	Verfahrensschema, Variante 1 PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle	1: -	030 053 01 00
6	Verfahrensschema, Variante 2 PAK-Dosierung	1: -	030 053 02 00
7	Verfahrensschema, Variante 3 nachgeschaltete GAK-Filter	1: -	030 053 03 00
8	Verfahrensschema, Variante 4 Ozonung	1: -	030 053 04 00

Auftraggeber:

Gemeinde Altenberge
Bauamt
Postfach 12 62
48338 Altenberge

Telefon: 02553 71-0
Telefax: 02505/8240

info@altenberge.de

Projektleiter:

Herr Dipl.-Ing. Josef Werger

Telefon: 02505/82-48
josef.werger@altenberge.de

Bearbeitung durch:

TUTTAHS & MEYER Ingenieurgesellschaft mbH
Bismarckstraße 2 – 8
52066 Aachen

Telefon: 0241 500005
Telefax: 0241 40100444
info@tum-aachen.de

Herr Dipl.-Ing. Bernhard Wöffen

Telefon: 0241 500005
b.woeffen@tum-aachen.de

Herr Dipl.-Ing. Dietmar Loch

Telefon: 0241 500005
d.loch@tum-aachen.de

Inhaltsverzeichnis

1 Veranlassung und Aufgabenstellung 1

2 Beschreibung des Kläranlagenbestandes sowie der aktuell geplanten Ertüchtigungsmaßnahmen 5

3 Genehmigungssituation und Reinigungsanforderungen 10

4 Bemessungswassermengen der weitergehenden Verfahrensstufen 11

4.1 Bemessungsgrundlagen Kläranlage 11

4.2 Festlegung Teilstrommenge 11

5 Die Filtration als wesentliches Grundelement der 4. Reinigungsstufe 14

5.1 Verfahrensübersicht zu Abwasserfilteranlagen 14

5.2 Beschickungspumpwerk 16

5.3 Filterbettbeladung 16

5.4 Abwärtsdurchströmte Flockungsfiltration mit intermittierender Rückspülung 17

5.5 Aufwärtsdurchströmte Filter mit kontinuierlicher Filtersandreinigung 20

5.6 Investitionskosten einer Filtration 21

6 Spurenstoffe im Wasserkreislauf 22

6.1 Einleitung 22

6.2 Charakterisierung des Verhaltens von anthropogenen Spurenstoffen 23

7 Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen 24

7.1 Überblick 24

7.2 Adsorption 26

7.2.1 Grundlagen 26

7.2.2 Einsatz von Aktivkohle in der Abwassertechnik zur Spurenstoffelimination 31

7.2.2.1 Pulveraktivkohle 31

7.2.2.2 Granulierte Aktivkohle 32

7.3 Ozonung 34

7.3.1 Grundlagen 34

7.3.1.1 Einsatz und Wirkung von Ozon 34

7.3.1.2 Ozonanwendung 35

7.3.2 Einsatz von Ozon in der Abwassertechnik zur Spurenstoffelimination 37

8 Darstellung der untersuchten Verfahrenskombinationen 39

8.1 Verfahrensfestlegung und Randbedingungen 39

8.2 Varianten 39
8.2.1 Variante 1: Pulveraktivkohle mit Rücklaufkohleführung 39
8.2.1.1 Allgemeine Verfahrensübersicht 39
8.2.1.2 Ausführung und Vorbemessung 41
8.2.2 Variante 2: Pulveraktivkohle-Dosierung in die Filteranlage 42
8.2.2.1 Allgemeine Verfahrensübersicht 42
8.2.2.2 Ausführung und Vorbemessung 44
8.2.3 Variante 3: Nachgeschalte Filtration über granulierte Aktivkohle 46
8.2.3.1 Allgemeine Verfahrensübersicht 46
8.2.3.2 Ausführung und Bemessung 47
8.2.4 Variante 4: Ozonung mit Filtration 48
8.2.4.1 Allgemeine Verfahrensübersicht 48
8.2.4.2 Ausführung und Bemessung 50

9 Kosten 51
9.1 Allgemein 51
9.2 Investitionskosten 52
9.3 Betriebskosten 52
9.4 Jahreskosten 54
9.5 Sensitivitätsanalyse 55

10 Bewertung 57

11 Zusammenfassung 59

12 Literaturverzeichnis 61

Bildverzeichnis

Bild 1: Lage der in der Anlage 2 beigefügten Messwerte der Güteüberwachungsmessstellen 809688 und 802633 [3] 2
Bild 2: Arzneimittelkonzentrationen im Überblick [4], ergänzt um Vorfluter- [2] und Ablauf Kläranlagenmesswerte in Altenberge (Anlage 5) 4
Bild 3: perspektivische Darstellung des Bauwerksbestandes der Kläranlage 6
Bild 4: Lageplanausschnitt 7
Bild 5: Fließbild nach Verfahrensumstellung 9
Bild 6: geplanter Ausbau der KA Altenberge mit anaerober Schlammstabilisierung 10
Bild 7: Lage der Probenahmestelle und Mengenmessung am Kläranlagenablauf 12
Bild 8: Volumenstrom Ablauf KA Altenberge (01/2010 – 08/2013) 13
Bild 9: Größensortierte Darstellung Ablauf KA Altenberge und Zulaufmenge 4. Reinigungsstufe 13
Bild 10: Behandelte Abwassermenge in Abhängigkeit vom Bemessungszufluss 14
Bild 11: Grundprinzip Raumfilterbehälter aus Beton, abwärtsdurchströmt [17] 19
Bild 12: Aufwärtsdurchströmter Dynasandfilter (kontinuierliche Sandreinigung, [14]) 21
Bild 13: Verfahren zur Spurenstoffelimination [24] 24
Bild 14: Kläranlagen mit Adsorptionsstufen in Baden-Württemberg [6] 25
Bild 15: Mikroschadstoffentfernung in kommunalen Kläranlagen in NRW (Stand 7/2013) [5]25
Bild 16: Grundbegriffe der Adsorption 26
Bild 17: Teilschritte der Adsorption [26] 27
Bild 18: Isotherme Adsorption Phenol an Aktivkohle bei unterschiedlichen NaCl-Konzentrationen [27] 28
Bild 19: Adsorptionsverhalten zweier unterschiedlicher Stoffe im Festbettadsorber [8] 29
Bild 20: Verlagerung der Adsorptionszone über die Filterlaufzeit [28] 30
Bild 21: Durchbruchskurve eines Adsorptivgemisches [29], modifiziert 30
Bild 22: Schema Ozonerzeugung [37], modifiziert 36
Bild 23: Prinzipskizze einer Ozonanlage [39] [35] 37
Bild 24: Ergebnisse Elimination Spurenstoffe ARA Regendorf [39] 38
Bild 25: Blockschema Variante 1: PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle 40
Bild 26: Lageplanausschnitt Variante 1: PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle 42
Bild 27: Blockschema Variante 2: PAK-Dosierung 43
Bild 28: Lageplanausschnitt Variante 2: PAK-Dosierung 45
Bild 29: Blockschema Variante 3: Nachgeschaltete GAK-Filtration 46

Bild 30: Lageplanausschnitt Variante 3: Nachgeschaltete GAK-Filtration 48
Bild 31: Blockschema Variante 4: Ozonung 49
Bild 32: Lageplanausschnitt Variante 4: Ozonung 51
Bild 33: Jahreskostenanteile für die 4 Varianten der 4. Reinigungsstufe 55

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Mikroschadstoffe im Eschhuesbach, KA Altenberge [2] 3
Tabelle 2: Verfahren der Raumfiltration [16] 15
Tabelle 3: Verfahren der Oberflächenfiltration [13] 15
Tabelle 4: Filtermaterialien Schichthöhen und Korndurchmesser eines Raumfilters 19
Tabelle 5: Beispiel eines Filterspülprogramms 20
Tabelle 6: Beschickungskapazität in Bettvolumina der GAK-Filter in Düren 33
Tabelle 7: Investitionskosten für die Varianten 1 bis 4 52
Tabelle 8: Betriebskosten für die Varianten 1 bis 4 54
Tabelle 9: Jahreskosten für die Varianten 1 bis 4 54
Tabelle 10: Auswirkungen von Kostensteigerungen und Betriebsmitteleinsparungen auf die Jahreskosten 56
Tabelle 11: Bewertungsmatrix für die Varianten 1 bis 4 57

Abkürzungsverzeichnis

Kürzel	Erläuterung	Einheit
AFS	abfiltrierbare Stoffe	
AOP	advanced oxidation process	
BHKW	Blockheizkraftwerk	
biol.	biologisch	
B_R	Raumbelastung	[kg TS/(m³d)]
BSB	biologischer Sauerstoffbedarf üblicherweise über einen Zeitraum von 5 Tagen gemessen	[g O_2/l]
BV	Bettvolumina	
CH_4	Methan	
CO_2	Kohlendioxid	
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf	[g O_2/l]

Kürzel	Erläuterung	Einheit
DN	Rohrdurchmesser	[mm]
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff (**D**issolved **O**rganic **C**arbon)	
E	Einwohner	[E]
EBCT	Leerbettkontaktzeit	[h]
EPDM	Ethylen-Propylen-Dien-Monomer	
$Fe(OH)_3$	Eisen(III)-hydroxid	
Fe^{2+}	zweiwertiges Eisen	
$FeCL_3$	Eisen(III)-chlorid	
FHM	Flockungshilfsmittel	
FU	Frequenzumrichter	
g. e. A.	gefährlich explosive Atmosphäre	
GAK	Granulierte-Aktivkohle	
GOK	Geländeoberkante	
H_2	Wasserstoffgas	
H_2O	Wasser	
H_2S	Schwefelwasserstoff	
IBC	Intermediate Bulk Container	
K	Kelvin	[K]
kJ	Energieeinheit Kilojoule = 1.000 J	[kJ]
K_{OW}	n-Octanol-Wasserverteilungskoeffizient	
kWh	Energieeinheit Kilowattstunde = 1.000 W	[kWh]
mA	Milliampere	[mA]
max.	maximal	
mbar	Millibar	[mbar]
MD	Mitteldruck	
Me-Salze	Metallsalze	
MID	Magnetisch-induktiver Durchflusssensor	
MJ	Energie Megajoule = 1.000.000 J	[MJ]
MKULNV-NRW	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz	
N_2	Stickstoff	
NaCl	Natriumchlorid	
ND	Niederdruck	
N_{ges}	Gesamt-Stickstoff	[mg N/l]
$-NH_2$	Aminogruppe (funktionelle Gruppe)	
NH_3	Ammoniak	

Kürzel	Erläuterung	Einheit
NH_4-N	Ammoniumstickstoff	[mg NH_4-N/l]
NO_2	Nitrit	[mg NO_2-N/l]
O_2	Sauerstoff	
O_3	Ozon	
OH	Hydroxidion	
OH·	Hydroxid-Radikal	
org.	organisch	
$_O$TS	organische Trockensubstanz	
PAK	Pulver-Aktivkohle	
P_{ges}	Gesamt-Phosphor	[mg P/l]
pH-Wert	negativer dekadischer Logarithmus der H+ -Ionenkonzentration	
P_{max}	maximaler Phosphorgehalt	[mg P/l]
Q	Beschickungswassermenge	[m^3/h], [l/s]
R-	Rest aus Kohlenwasserstoff-Ketten	
RÜB	Regenüberlaufbecken	
RV	Rücklaufverhältnis	[%]
SO_3H	Sulfonsäure	
t	Tonnen, oft auch als Megagramm Mg = 1.000.000 g angegeben	[t]
t_A	Aufenthaltszeit	[s], [h], [d]
TS	Trockensubstanz	
v_t	Filtergeschwindigkeit bei Trockenwetter	[m/s] [m/h]
WHG	Wasserhaushaltsgesetz des Bundes	
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie	

Anlagen

Anlage 1: Liste der prioritären Stoffe nach WRRL 2013 Liste der Mikroschadstoffe in NRW mit Messwerten im Ablauf der Kläranlage Altenberge

Anlage 2: Messwerte der Güteüberwachungsmessstellen in den Gewässern in Altenberge [3]

Anlage 3: Investitionskosten Varianten 1 bis 4

Anlage 4: Betriebs- und Jahreskosten Varianten 1 bis 4

Anlage 5: Untersuchung der Abwasserproben auf prioritäre Stoffe, WESSLING GmbH

Anlage 6: Anlagen zur Mikroschadstoffelimination in NRW

1 Veranlassung und Aufgabenstellung

Der Eintrag von organischen Stoffen in die Gewässer ist aktuell eine große Herausforderung für den Gewässerschutz. Es sind derzeit über 30 000 synthetische organische Stoffe in Gebrauch, die vom Menschen in unzähligen Produkten täglich verwendet werden [1]. Dazu gehören Arzneimittel, Stoffe für den Pflanzen- und Materialschutz, Körperpflege- und Reinigungsmittel und viele andere. Viele gelangen über das kommunale Abwasser oder diffuse Einträge in die Gewässer, wo sie in sehr geringen Konzentrationen (µg/l) auftreten. Aufgrund der niedrigen Konzentrationen in Gewässern werden diese Stoffe auch als organische Spurenstoffe oder Mikroschadstoffe bezeichnet. In diesem Bericht wird vorwiegend der Begriff «Mikroschadstoffe» verwendet.

Viele dieser potentiell schädlichen Substanzen werden biologisch nicht abgebaut, sorbieren schlecht und werden durch Kläranlagen bislang schlecht bis gar nicht eliminiert. Weil sie kontinuierlich aus Haushalten oder Gewerbe in die Kanalisation gelangen, werden diese Mikroschadstoffe zusammen mit dem gereinigten Abwasser in die Gewässer eingetragen.

Mikroverunreinigungen können bereits in sehr geringen Konzentrationen nachteilige Effekte auf empfindliche Wasserlebewesen ausüben: Sie beeinflussen beispielsweise Wachstum und Fortpflanzung von Fischen oder Amphibien, schädigen das Nervensystem von Wasserlebewesen oder hemmen die Photosynthese von Algen. Ob ein Stoff zu Problemen im Gewässer führt, hängt einerseits von seinen physikalisch-chemischen sowie ökotoxikologischen Eigenschaften ab, andererseits von seiner Konzentration im Gewässer. Erhöhte Konzentrationen einer breiten Stoffpalette werden vor allem in Gewässern mit einem hohen Abwasseranteil nachgewiesen. Dies trifft auf den Ablauf der Kläranlage Altenberge in den Eschhuesbach zu, wie aktuelle Messergebnisse und Ausbreitungssimulationen von ausgewählten Mikroschadstoffen des MKULNV - NRW [2] beweisen.

In der Datenbank des Landes [3] sind weitere Analysewerte der Vorfluter der Güteüberwachungsmessstellen des Landes zu finden (siehe Anlage 2).

In Bild 1 ist erkenntlich, dass die Messwerte der Güteüberwachungsmessstellen des Landes

- Nr. 809688, ETE 2 oh KA Altenberge, repräsentativ für den Oberflächenabfluss aus dem östlichen Teil der Gemeinde Altenberge, gelegen unmittelbar vor dem Zufluss des gereinigten Abwassers aus der Kläranlage Altenberge in den Eschhuesbach,
- Nr. 802633, SfN2, Schulze-Wierling, repräsentativ für den Oberflächenabfluss aus dem nordwestlichen Teil der Gemeinde Altenberge über die Neben-Aa

sind. Die übrigen in der Karte im Anlage 2 dargestellten Güteüberwachungsstellen sind für die Gemeinde Altenberge nicht relevant und deren Messwerte sind daher im Anhang nicht aufgeführt.

Im Ergebnis der Bewertung der chemischen Messergebnisse der Vorflutervorbelastung vor dem Einleitepunkt der Kläranlage Altenberge sind die Werte für Temperatur, Tallium, Blei, Arsen, Chrom, Molybdän, Cadmium, Nickel, Tellur, Sauerstoff und Chlorid mit dem Prädikat „sehr gut“ bewertet.

Mäßig bis schlecht sind die Messwerte für Barium, Vanadium, Zink, Kobalt, Bor, Nitrat- und Ammonium-Stickstoff sowie Orthophosphor und Gesamtphosphor.

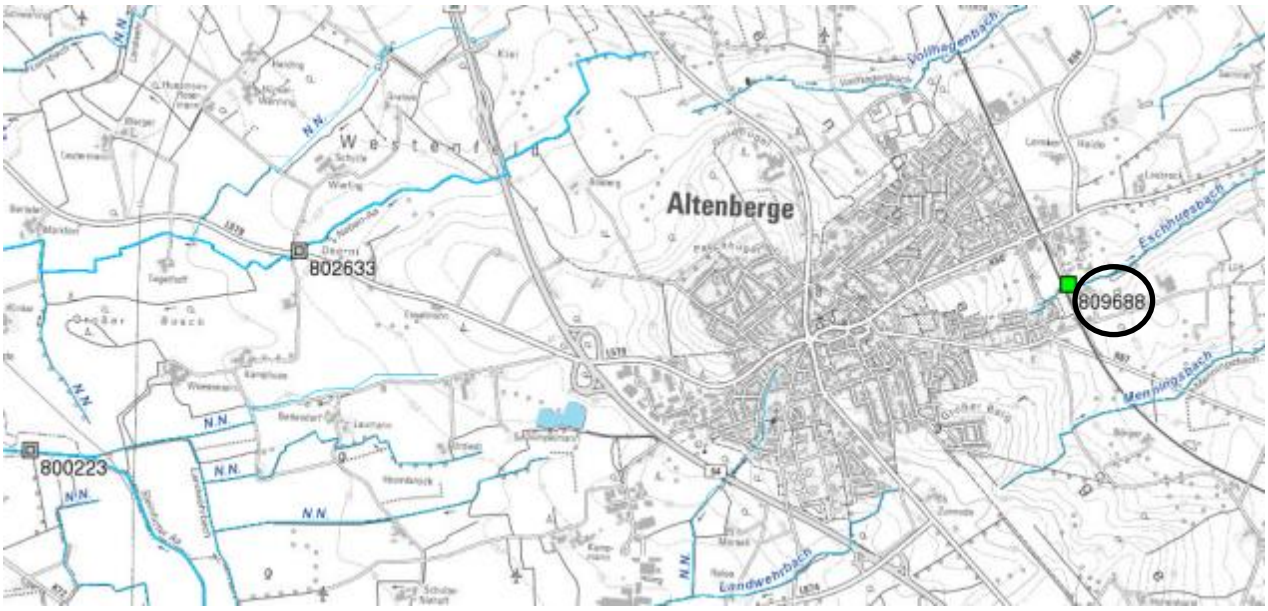


Bild 1: Lage der in der Anlage 2 beigefügten Messwerte der Güteüberwachungsmessstellen 809688 und 802633 [3]

Die nachfolgende Tabelle 1 zeigt eine Anzahl an Mikroschadstoffen [Spalte A], wie sie im Eschhuesbach [Spalte B] im Rahmen des Abschlussberichtes [2] ermittelt wurde. Die vier folgenden Spalten [Spalte C bis F] zeigen stoffabhängig mögliche Eliminationsvarianten, ferner dass 90 % Fraktile in 51 GUES Messstellen sowie vergleichsweise die trinkwasserspezifischen Zielwerte. Der Eschhuesbach weist dieser Übersichtstabelle zufolge erhöhte Mikroschadstoffkonzentrationen aus.

Tabelle 1: Mikroschadstoffe im Eschhuesbach, KA Altenberge [2]

[A]	[B]	[C]	[D]	[E]	[F]
Quelle [2]		Seite 25, Tabelle 6	Seite 25, Tabelle 6	Seite 30 Tabelle 8	Seite 34 Tabelle 10
Kläranlagen Nr.	Anhang 5 3032	Mittlerer Abbau in Kläranlagen ohne PAK - Ozon	Mittlerer Abbau in Kläranlagen mit PAK - Ozon	90 %-Fraktile der Messungen in NRW	Trinkwasserspezifische Zielwerte
angeschl. Einwohnerwerte	13.700 E				
MNQ (l/s) korrigiert mit Abwassermenge, falls Σ Abwasser > MNQ (l/s)	23 l/s				
Benzotriazol (µg/l) – Industriechemikalie (Korrosionsschutz- und Kühlmittel)	17,86 µg /l	30 %	85 %	1,74 µg	4,5 µg
Carbamezepin (µg/l) – Arzneimittelwirkstoff (Antiepileptikum)	1,24 µg/l	11 %	90 %	0,51 µg	0,1 µg
Clarithromycin (µg/l) – Arzneimittelwirkstoff (Antibiotikum)	0,51 µg/l	22 %	95 %	0,12 µg	0,1 µg
Diclofenac (µg/l) – Arzneimittelwirkstoff (Schmerzmittel)	1,47 µg/l	34 %	90 %	0,36 µg	0,1 µg
Metoprolol (µg/l) – Arzneimittelwirkstoff (Betablocker)	2,90 µg/l	40 %	90 %	0,57 µg	0,1 µg
Solatol (µg/l) – Arzneimittelwirkstoff (Betablocker)	0,87 µg/l	27 %	95 %	0,22 µg	0,1 µg
Sulfamethoxazol (µg/l) – Arzneimittelwirkstoff (Antibiotikum)	1,06 µg/l	57 %	80 %	0,22 µg	0,1 µg

Typische Arzneimittelkonzentrationen im Abwasser für Diclofenac, Clarithromycin, Carbamezepin und Iopamidol (Kontrastmittel) wurden von Silvio Beier in seiner Dissertation [4] zusammengestellt (siehe Bild 2). In die Abbildung wurden aus Tabelle 1 [Spalte F] übertragenen Werte für den Vorfluter nach Götz et al. [2] und die im Ablauf der Kläranlage von der WESSLING GmbH gemessenen Werte (siehe Anlage 1 und Anlage 5) eingezeichnet. Auch diese Darstellung verdeutlicht erhöhte Mikroschadstoffkonzentrationen im Eschhuesbach. Dabei sind die von Götz et al. gemessenen Mikroschadstoffkonzentrationen im Vorfluter vor der Kläranlageneinleitung größer als die von WESSLING GmbH Ende 2013 gemessenen Ablaufkonzentrationen aus der Kläranlage. Dies ist durch die offensichtlich nicht unerheblichen Schwankungen der Mikroschadstoffkonzentrationen erklärbar.

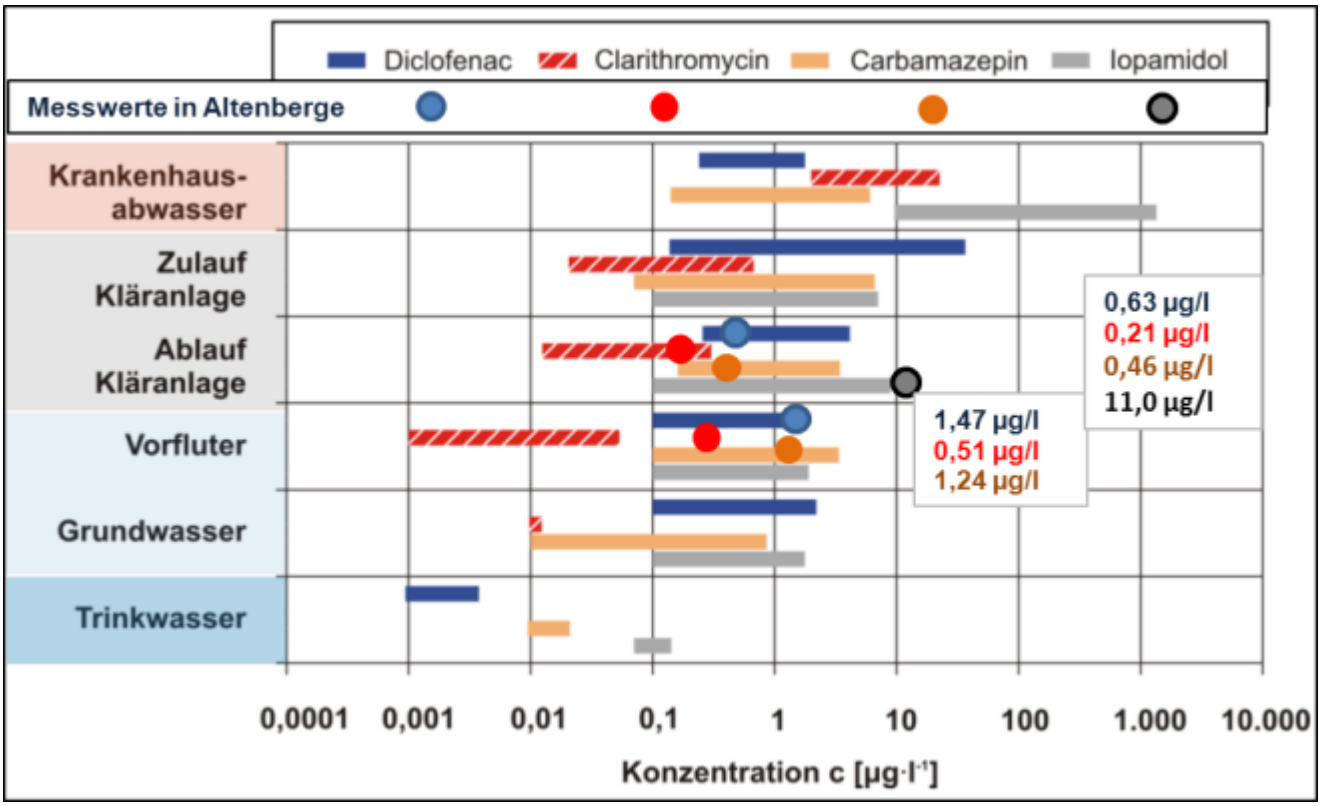


Bild 2: Arzneimittelkonzentrationen im Überblick [4], ergänzt um Vorfluter- [2] und Ablauf Kläranlagenmesswerte in Altenberge (Anlage 5)

Die Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen im Hinblick auf die Elimination der Mikroschadstoffe als sogenannte 4. Reinigungsstufe wird derzeit in der Fachwelt diskutiert [1] [2] [5] [6] [7] [8] [9].

Die 4. Reinigungsstufe ist in der Bundesrepublik auf einigen Anlagen insbesondere in Baden-Württemberg (siehe Bild 14) und in Nordrhein-Westfalen (siehe Bild 15) bereits in Betrieb. In der Schweiz wird eine landesweite Einführung vorbereitet [1].

Im August 2013 wurden durch die Richtlinie 2013/39/EU des europäischen Rates [10] weitere 12 Stoffe in den Anhang X der WRRL [11] aufgenommen. Die als Anlage 1 beigefügte Tabelle führt die Listen aus Anhang X der 45 prioritären Stoffe [Spalte 1 bis 5] mit dem Anhang I „Umweltqualitäten für prioritäre Stoffe und bestimmte andere Schadstoffe“ [Spalte 6 bis 10] zusammen. Die [Spalte 11] enthält die Messwerte des Kläranlagenablaufes Altenberge.

In den letzten Jahren wurden verschiedene Verfahrenskombinationen für eine weitergehende Abwasserreinigung auch im großtechnischen Maßstab untersucht. Um die Realisierbarkeit dieser Verfahren auf den Kläranlagen konkret zu untersuchen, fördert das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen Machbarkeitsstudien zur Elimination von Mikroschadstoffen auf Kläranlagen sowie die Realisierung dieser Maßnahmen im Förderbereich 3 des Förderprogramms "Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW" (ResA)) [12].

Die Gemeinde Altenberge hat die TUTTAHS & MEYER Ing.-GmbH beauftragt, für die Kläranlage Altenberge eine solche Studie auszuarbeiten.

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

Im Rahmen der vorliegenden Machbarkeitsstudie werden Verfahren für die Kläranlage Altenberge zu untersucht, die praxisrelevant und damit technisch-wirtschaftlich sinnvoll in den Klärprozess der Anlage einzubinden sind. Es werden vier Alternativen, wie nachstehend beschrieben, untersucht.

1. **Pulveraktivkohle (PAK) – Adsorption, die mit Kontakt- und Sedimentationsbecken zwischen Nachklärung und Filtration verfahrenstechnisch zwischengeschaltet wird.**

2. **Pulveraktivkohle (PAK) – Adsorption mittels PAK-Dosierung in den Überstau einer Abwasserfiltration.**

3. **Nachgeschaltete Kornkohlefiltration mittels granulierter Aktivkohle (GAK) hinter einer Abwasserfiltration.**

4. **Ozonbehandlung im Ablauf der Nachklärbecken.**

Die Machbarkeitsstudie umfasst je Alternative:

- Klären der Aufgabenstellung/Randbedingungen/Flächen,
- Dokumentation der Grundlagendaten,
- Vordimensionierung,
- Annahmen zum Betriebsmittelbedarf,
- Systemskizzen/Fließschemata,
- vorläufige Kostenannahme aufgeteilt nach Investitions- und Betriebskosten,
- Wirtschaftlichkeitsbetrachtung und Sensitivitätsanalyse,
- Lageplandarstellung

und schließt mit der Empfehlung einer Vorzugsvariante ab.

2 Beschreibung des Kläranlagenbestandes sowie der aktuell geplanten Ertüchtigungsmaßnahmen

Die Kläranlage Altenberge wird seit 1986 als aerob stabilisierende Kläranlage für eine Anschlussgröße von 11.800 E betrieben. Die Kläranlage umfasst derzeitig noch (siehe [13] und [14]) die folgenden Anlagenteile:

- Abwasserhebewerk zur Beschickung der Regenüberlaufbecken, 2 Tauchmotorpumpen mit je 170 l/s (1 Reservepumpe)
- Regenüberlaufbecken 997 m³ Gesamtvolumen, Entleerungspumpe mit 30 l/s

- Abwasserhebewerk der Kläranlage, 3 Schneckenpumpen (eine Reserve) mit je 60 l/s maximaler Förderleistung
- Pumpwerk für gewerbliches Abwasser, 14 l/s Schmutzwasserzufluss
- Fäkalienschacht, 15 m³
- Rechenanlage (Gegenstromrechen) vor dem Sandfang mit 20 mm Stababstand
- Rechenanlage (Gegenstromrechen) hinter dem Sandfang mit 10 mm Stababstand
- belüfteter Sand-/Fettfang, 50 m³
- Fällmittelstation, Lagertank, 20 m³
- Schwachlastbelebungsbecken, 3.500 m³, 1/3 Denitrifikation, 2/3 Nitrifikation
- Nachklärbecken, 452 m² Oberfläche, D = 22 m
  3,01/3,21 m Wassertiefe Randtiefe/Tiefe bei zwei Drittel-Fließweg
- Rücklaufschlammpumpwerk, 2 Schneckenpumpen (eine Reserve) mit je 60 l/s
- Venturimessgerinne im Ablauf des Nachklärbeckens
- Schönungsteich 1 mit 2.540 m³
- Schönungsteich 2 mit 3.210 m³
- 1 Schlammsilo zur aeroben Stabilisierung mit 1.100 m³ Volumen, inkl. Abluftbehandlung
- 2 Schlammsilos als Speicher je 1.100 m³ Volumen
- Schlammeindickung durch Siebtrommel mit 30 m³/h in einer Stahlhalle
- Betriebsgebäude mit Ölheizung
- Notstromaggregat 140 kVA

Die nachfolgende Abbildung verdeutlicht den heutigen Bauwerksbestand.

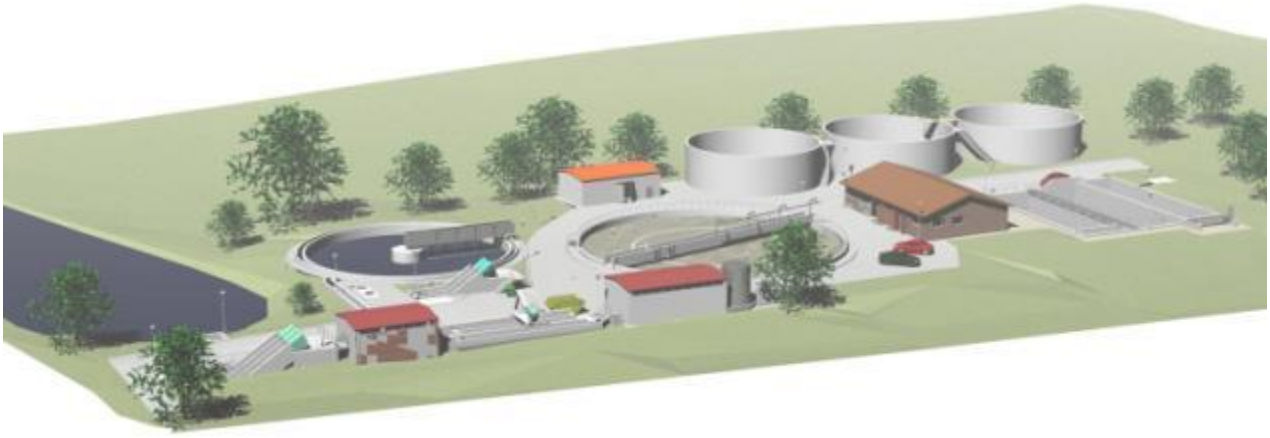


Bild 3: perspektivische Darstellung des Bauwerksbestandes der Kläranlage

Die positive Entwicklung der Gemeinde sowie der Zuwachs an gewerblichem Abwasser führen zu einer zeitweisen Überlastung der Anlage. Das äußert sich in der mangelnden Schlammstabilisierung. Zudem ist es schwierig, bei Regenwetter die Ablaufwerte sicher einzuhalten. Aus diesem Grund und vor dem Hintergrund der energetischen und stofflichen Optimierung des anfallenden Klärschlammes, erfolgt eine verfahrenstechnische Neuausrichtung der Kläranlage. Zukünftig wird eine anaerobe Schlammfaulung betrieben und der Wasserweg hydraulisch ertüchtigt [14]. Ein Teil der maschinellen Ausrüstung wird im Rahmen der Maßnahmen ausgetauscht, da es sich hierbei noch um die Erstausrüstung der Kläranlage handelt, die mittlerweile jedoch stark verschlissen sind. Die Anlage wird für 14.800 E und einen maximalen Mischwasserzufluss von 150 l/s bemessen. Bild 4 verdeutlicht eine Zusammenfassung der geplanten Maßnahmen.

Bild 4: Lageplanausschnitt

Der von der Gemeinde Altenberge mit Datum vom Dezember 2013 eingereichte Genehmigungsantrag sieht die folgenden Maßnahmen vor.

Zulauf

Das Zulaufpumpwerk wird maschinentechnisch saniert. Die dort vorhandenen Schnecken werden gegen drei neue Schnecken ersetzt.

Mechanische Reinigung

Die vorhandene Rechenanlage 1 wird durch einen Flachfeinrechen mit 6 mm Spaltbreite und nachfolgender Waschpresse ersetzt. Am Sandfang kommt ein drehzahlgeregeltes Gebläse zum Einsatz. Die Sandförderung wird erneuert. Der Sandklassierer wird demontiert und in der heutigen Feinrechenhalle aufgestellt. Die derzeitige Feinrechenanlage 2 wird demontiert. Im Zulaufbereich der derzeitigen Rechenhalle 2 wird der Anschlussschacht zum Zulauf Vorklärbecken errichtet. Am heutigen Gerinneende erfolgt der Anschluss des Vorklärbeckenablaufes.

Das Vorklärbecken (V = 228 m³) wird als längsdurchströmtes Absetzbecken mit schienengeführten Längsräumer und Schwimmschlammabzug ausgestattet. Das Becken erhält eine Bypass-Umgehung, um die biologische Reinigung im Trockenwetterfall mit Nährstoffen zu versorgen und vor Stoßbelastungen zu schützen.

Das Primärschlammpumpwerk wird als Unterflur-Schachtbauwerk mit Drehkolbenpumpen und Mazerator errichtet.

Biologische Reinigungsstufe

Das Belebungsbecken (V = 3.500 m³) bleibt grundsätzlich unverändert. Zur Beschickung des neuen Nachklärbeckens (V = 1.625 m³) wird eine neue Ablaufschwelle angebracht. Zusätzlich wird eine frachtabhängige P-Dosierung vorgesehen.

Die Fällmitteldosiereinrichtungen mit Steuerung werden en bloc erneuert. Das neue Nachklärbecken wird im Bereich des Schönungsteiches 1 erbaut. Das Becken wird mit einem Schildräumer und einem Schwimmschlammabzug ausgerüstet.

Aufgrund der zweiten Nachklärung und der vergrößerten Zulaufwassermenge muss die Förderkapazität des Rücklaufschlammpumpwerkes erweitert werden. Die beiden vorhandenen Schnecken werden daher gegen zwei neue Schnecken ausgewechselt. Am Pumpwerk wird ein Schacht zur Mengenregelung des Rücklaufschlammes des neuen Nachklärbeckens 2 eingebaut.

Faulbehälter

Die Schlammstabilisierung wird auf eine anaerobe Ausfaulung umgestellt. Der Faulbehälter mit 700 m³ Inhalt kann als Kombinationsreaktor mit integriertem Gasspeicher von 230 m³ ausgeführt werden. Der neue Faulbehälter wird neben dem Betriebsgebäude errichtet. Dieses wird in Längsachse erweitert um Raum zu schaffen für das Blockheizkraftwerk (30 $kW_{elektrisch}$, 55 $kW_{thermisch}$) die Wärmeverteilung, Wärmetauscher und Umwälzpumpen. Im Betriebsgebäude wird auch die neue Schaltanlage installiert. Ferner ist im Gebäude ein Gasmessraum mit der Gasdruckerhöhung vorgesehen. Zur Erweiterung des Gasspeichervolumens sowie zum Betrieb des BHKWs ohne Gasdruckerhöhungsgebläse wird optional eine Baufläche für einen Gasbehälter neben dem Regenüberlaufbecken als Erweiterungsfläche ausgewiesen.

Die maschinelle Schlammeindickung sowie die drei Schlammstapelbehälter bleiben unverändert.

Bild 5 zeigt das Fließbild nach Fertigstellung der Verfahrensumstellung auf anaerobe Schlammstabilisierung sowie nach Neubau einer zweiten Nachklärung.

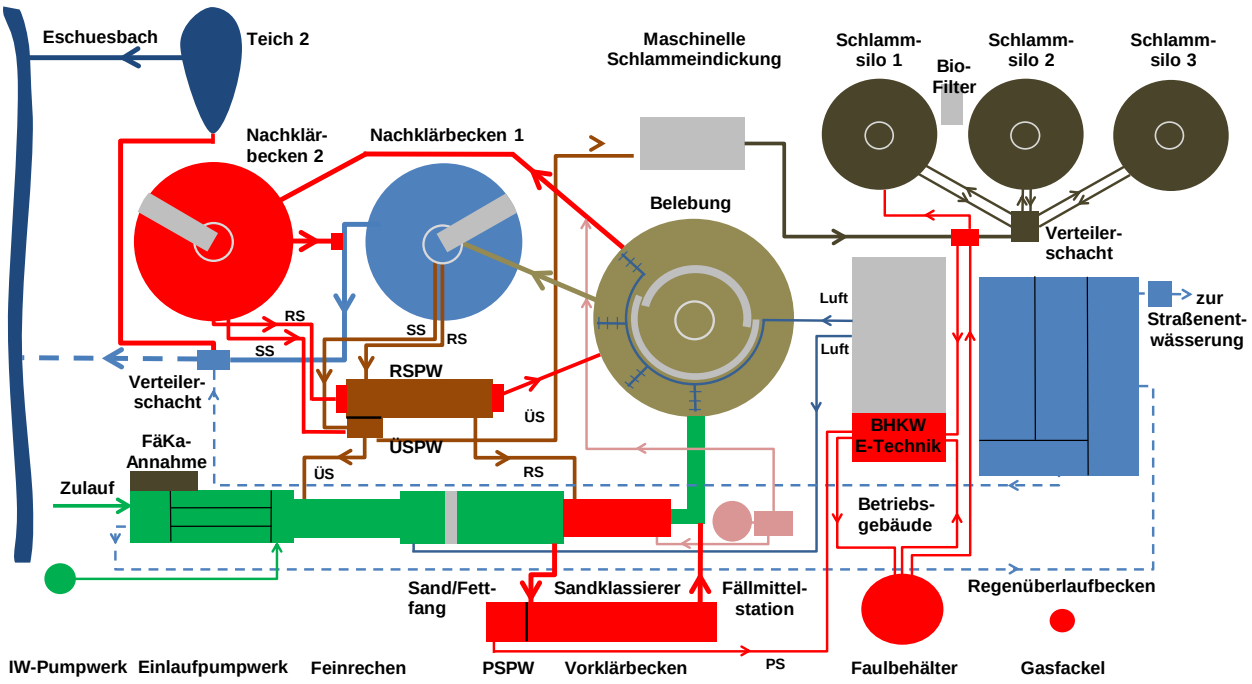


Bild 5: Fließbild nach Verfahrensumstellung

Damit verfügt die Kläranlage nach Abschluss der Umbau- und Ertüchtigungsmaßnahmen über die folgenden Verfahrensstufen.

- Abwasserhebewerk zur Beschickung der Regenüberlaufbecken, 2 Tauchmotorpumpen mit je 170 l/s (1 Reservepumpe)
- Regenüberlaufbecken 997 m³ Gesamtvolumen, Entleerungspumpe mit 30 l/s
- Abwasserhebewerk der Kläranlage, 3 Schneckenpumpen
- Pumpwerk für gewerbliches Abwasser, 14 l/s Schmutzwasserzufluss
- Fäkalienschacht, 15 m³
- Feinrechenanlage vor dem Sandfang mit 6 mm Stababstand
- 1 längsdurchströmtes Vorklärbecken, 228 m³
- belüfteter Sand-/Fettfang, 50 m³
- Fällmittelstation, Lagertank, 20 m³
- Schwachlastbelebungsbecken, 3.500 m³, 1/3 Denitrifikation, 2/3 Nitrifikation
- 2 Nachklärbecken je 452 m² Oberfläche, D = 22 m
- Rücklaufschlammpumpwerk, 2 Schneckenpumpen
- Venturimessgerinne im Ablauf des Nachklärbeckens
- Schönungsteich mit 3.210 m³ (vormals Teich 2)

- Schlammeindickung durch Siebtrommel mit 30 m³/h in einer Stahlhalle
- 1 Faulbehälter 700 m³
- 1 Gasbehälter 230 m³
- 3 Schlammsilos als Speicher je 1.100 m³ Volumen
- Betriebsgebäude mit BHKW
- Notstromaggregat 140 kVA

Der zukünftige Ausbauzustand der Kläranlage Altenberge ist der nachfolgenden Abbildung zu entnehmen.

Bild 6: geplanter Ausbau der KA Altenberge mit anaerober Schlammstabilisierung

3 Genehmigungssituation und Reinigungsanforderungen

Im Januar 2014 hat die Gemeinde Altenberge einen Genehmigungsentwurf nach § 58 (2) LWG [15] für die Kläranlage Altenberge eingereicht. Der Umfang der im Entwurf vorgesehenen Maßnahmen ist Kapitel 2 zu entnehmen. Dieser Entwurf ist derzeit noch nicht vom Regierungspräsidenten Münster genehmigt.3 zu entnehmen.

Die Kläranlage Altenberge fällt nach der Abwasserverordnung in die Größenklasse 4.

Die Einleitwerte in den Eschhuesbach betragen am Ablauf der Nachklärung:

Biochemischer Sauerstoffbedarf	BSB_5	=	10	mg/l	
Chemischer Sauerstoffbedarf	CSB 3)	=	56	mg/l	
Ammonium-Stickstoff *	NH_4-N 2)	=	5	mg/l	zukünftig 4 mg/l
Stickstoff (anorganisch) *	N_{ges} 1) 2)	=	18	mg/l	
Phosphor	P_{ges}	=	1	mg/l	

1) $N_{ges.}$ als Summe von Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoff
2) Diese Anforderung gilt bei einer Abwassertemperatur von 12 °C und größer im Ablauf des biologischen Reaktors der Kläranlage (Bezeichnung im Lageplan Anlage VIII.4: Temperaturmessstelle)
3) Der CSB gilt als eingehalten, wenn der vierfache Wert des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoff (TOC), bestimmt in Milligramm je Liter, diesen Wert nicht überschreitet [§ 6 (2) AbwV]

Die Erlaubnis ist bis zum 30.06.2016 gültig.

4 Bemessungswassermengen der weitergehenden Verfahrensstufen

4.1 Bemessungsgrundlagen Kläranlage

Die 4. Reinigungsstufe wird für einen Teilstrom bemessen, der einen Großteil der jährlichen Abflusssituationen abdecken soll. Es hat sich bewährt, die Anlagen auf einen Teilstrom auszulegen, der es ermöglicht mehr als 80 % der Jahreswassermenge über die Eliminationsstufe zu führen.

Die derzeitig geplanten Abwassermengen aus dem Genehmigungsentwurf vom Dezember 2013 betragen:

$\mathbf{Q_{T,Prognose}}$ **=** $\mathbf{Q_h+Q_G+Q_F}$ **= 28 l/s + 27 l/s + 10 l/s**

= 65 l/s = 234 m³/h

$\mathbf{Q_{Misch,\ Prognose}}$ **= 150 l/**s = 540 m³/h

4.2 Festlegung Teilstrommenge

Die Auslegung der Anlage erfolgt anhand der Stundenmittelwerte der Ablaufmessungen von 1.1.2010 bis 23.08.2013, die aus dem Prozessleitsystem der Kläranlage Altenberge ausgelesen wurden. Die Lage der Ablaufmengenmessstelle ist in Bild 7 dargestellt.

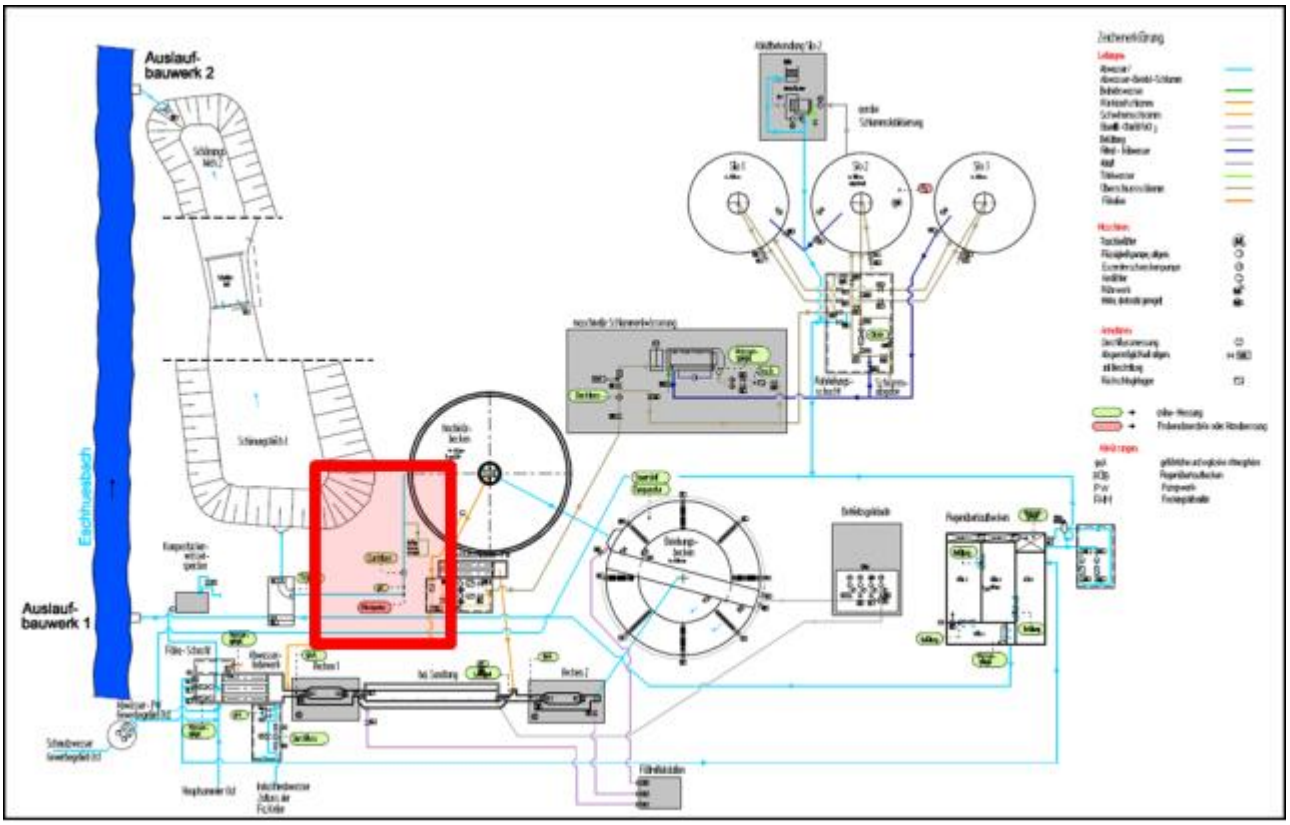


Bild 7: Lage der Probenahmestelle und Mengenmessung am Kläranlagenablauf

Die Auswertung (siehe Bild 9 und Bild 10) ergab, dass mit einem Bemessungszufluss, der auf 40 l/s limitiert wird, an 7.618 h von jährlich 8.760 h der vollständige Kläranlagenzulauf über die 4. Reinigungsstufe geführt wird. Dies sind ca. 87 % der Jahresstunden. Nur an 13 % der Jahresstunden wird damit ein Teilstrom an der Anlage zur Elimination der Mikroschadstoffe vorbeigeleitet.

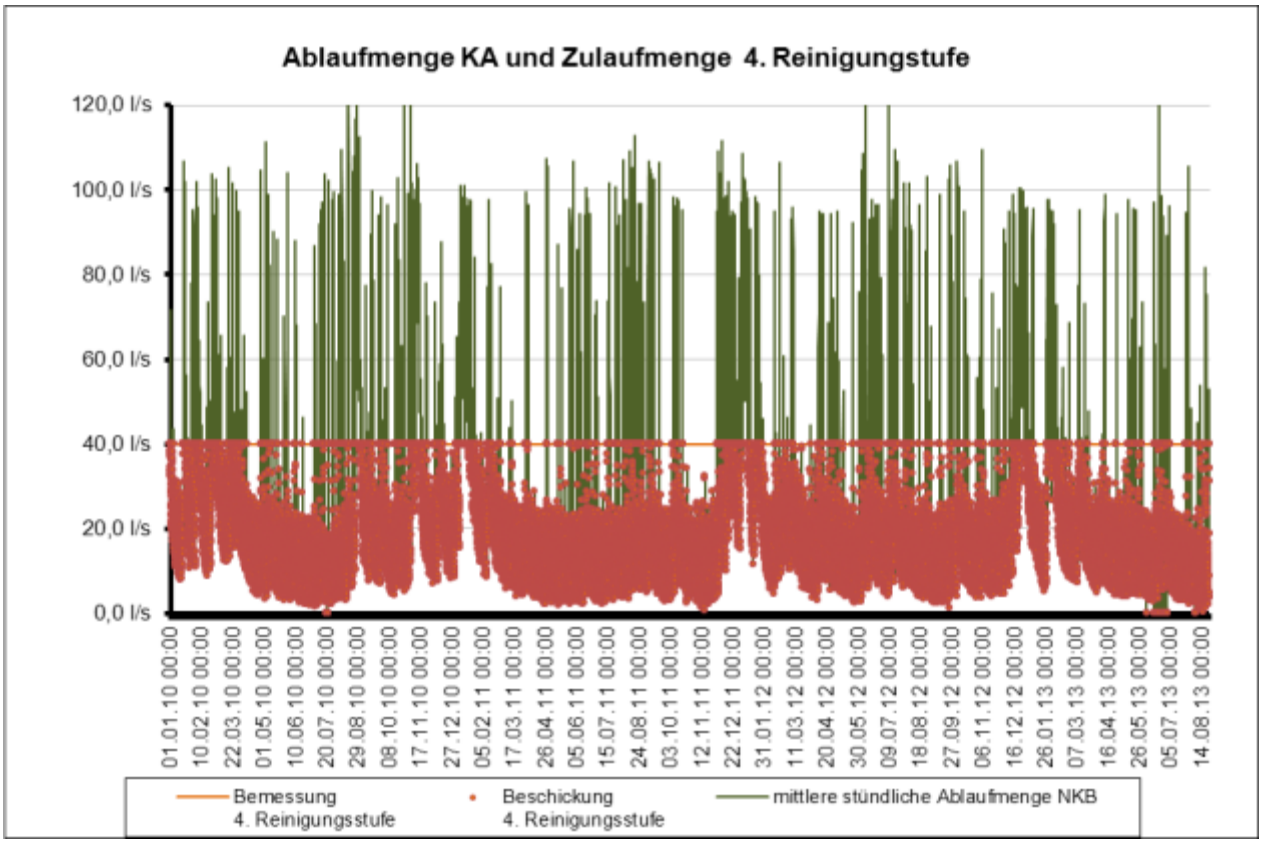


Bild 8: Volumenstrom Ablauf KA Altenberge (01/2010 – 08/2013)

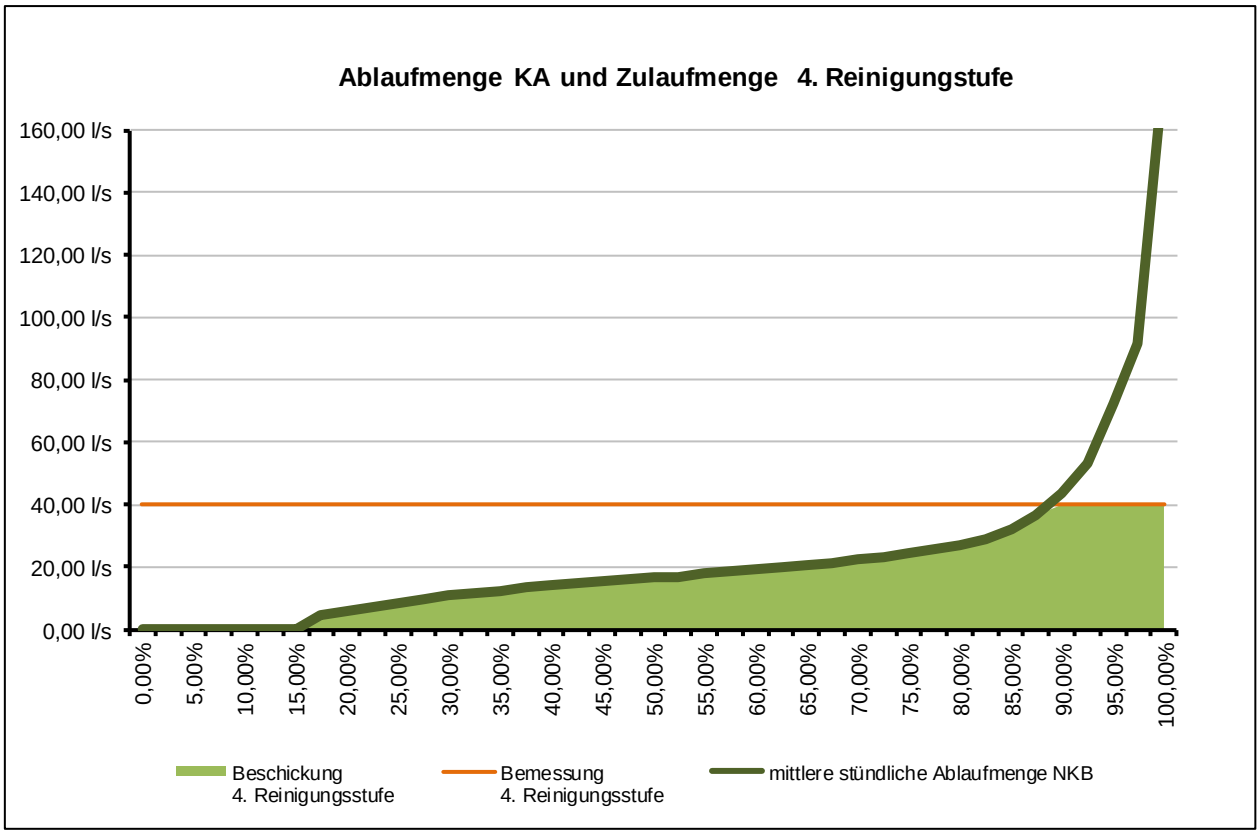


Bild 9: Größensortierte Darstellung Ablauf KA Altenberge und Zulaufmenge 4. Reinigungsstufe

Bemessungs-zufluß 4. RS	behandelte Jahresmenge	% vom NKB Ablauf
5 l/s	156.218 m³/a	20,3%
10 l/s	299.745 m³/a	38,9%
20 l/s	506.202 m³/a	65,7%
30 l/s	597.671 m³/a	77,5%
40 l/s	**647.776 m³/a**	**84,1%**
50 l/s	683.530 m³/a	88,7%
60 l/s	710.568 m³/a	92,2%
70 l/s	732.191 m³/a	95,0%
80 l/s	749.725 m³/a	97,3%
90 l/s	763.499 m³/a	99,1%
100 l/s	769.371 m³/a	99,8%
110 l/s	770.230 m³/a	99,9%
120 l/s	770.408 m³/a	100,0%
NKB Ablauf	**770.693 m³/a**	

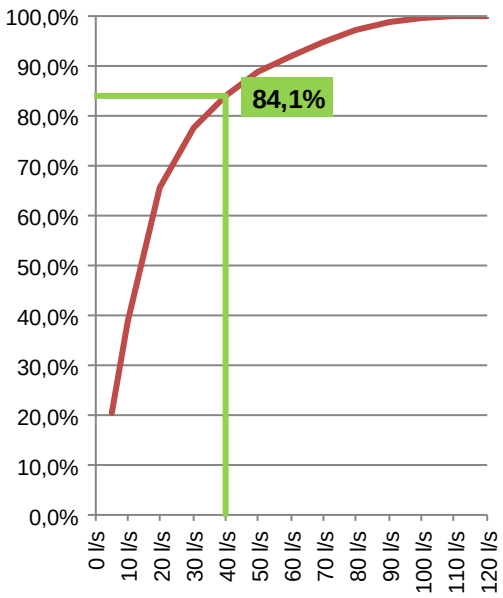


Bild 10: Behandelte Abwassermenge in Abhängigkeit vom Bemessungszufluss

Mit einer Begrenzung auf 40 l/s der 4. Reinigungsstufe würden im Jahr ca. 648.000 m³/a der mittleren Jahresabwassermenge von rund 770.000 m³/a behandelt. Dies entspricht gemäß Bild 10 rund 84 % der Jahresabwassermenge.

Die weitere Auslegung der Errichtungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen erfolgt mit einem Volumenstrom von 40 l/s ≙ 144 m³/h.

5 Die Filtration als wesentliches Grundelement der 4. Reinigungsstufe

5.1 Verfahrensübersicht zu Abwasserfilteranlagen

In allen Verfahren der Spurenstoffelimination ist eine Filteranlage

- für die optimale Pulverkohleentfernung bei Pulverkohleneinsatz (PAK),
- zur Beseitigung konkurrierender Adsorbentien beim Verfahren mit Granulatkohlefiltern (GAK) bzw.
- für die Nachbehandlung des ozonisierten Abwassers

als Ein- oder Mehrschichtfilteranlage in Form einer Raumfiltration erforderlich und daher ein übergreifendes Element der Variantenstudie.

Die in der Praxis zur weitergehenden Abwasserreinigung angewendeten Verfahren der Filtration lassen sich gemäß Tabelle 2 nach Raumfiltration und nach Tabelle 3 nach Oberflächenfiltration unterscheiden. Es liegen inzwischen umfangreiche Erfahrungen mit diesen Verfahren der Abwasserfiltration vor.

Tabelle 2: Verfahren der Raumfiltration [16]

Strömungs-regime	Aufbau Filter-medium	Strömungs-richtung	Spül-zyklus	Spülme-dium	Eliminations-wirkung*)	Bezeichnung
Überstau	eine Filterschicht	abwärts	diskont.	Wasser Luft	AFS, AFS, CSB, NH_4	Einschichtfilter biol. intensivierter Filter
		aufwärts	diskont.	Wasser Luft	AFS AFS, CSB, P AFS, CSB, NH_4 AFS, CSB, P, NH_4	Aufwärtsfilter Flockungsfilter biol. intensivierter Filter Flockungsfilter, biol. intensiviert
	Zwei Filter-schichten	abwärts	diskont.	Wasser Luft	AFS AFS, CSB, P AFS, CSB, NH_4 AFS, CSB, P, NH_4	Mehrschichtfilter Flockungsfilter biol. intensivierter Filter Flockungsfilter, biol. intensiviert
Rieselfilm	Zwei Filter-schichten	abwärts	diskont.	Wasser Luft	AFS, CSB, NH_4 AFS, CSB, P, NH_4	Trockenfilter Flockungsfilter
Sonder-verfahren	eine Filterschicht	horizontal oder aufwärts	kont.	Wasser Luft	AFS, (CSB, P, NH_4)**)	Radial oder auf-wärts durchström-ter Filter

*) außer bei AFS handelt es sich um Restelimination bei entsprechender Ausstattung **) bei entsprechender Ausstattung

AFS = abfiltrierbare Stoffe (bestimmt mit Membranfiltration Porenweite 45µm)

Tabelle 3: Verfahren der Oberflächenfiltration [16]

Strömungs-regime	Aufbau Fil-termedium	Strömungs-richtung	Spül-zyklus	Spül-medium	Eliminations-wirkung*)	Bezeichnung
Überstau	eine Filter-schicht	abwärts	diskont.	Wasser, Luft	AFS	pulsed bed filter
			quasi-konti-nuier-lich	Wasser	AFS	Zellenfilter
Staudiffe-renz	Tuch	beliebig	quasi-konti-nuier-lich	Wasser	AFS	Tuchfilter

*) außer bei AFS handelt es sich um Restelimination bei entsprechender Ausstattung **) bei entsprechender Ausstattung

Für die Kläranlage Altenberge kommen in Verbindung mit pulverisierten oder granulierten Aktivkohlen Verfahren zur Filtration infrage, die nachfolgend weitergehend betrachtet werden.

Die Filtration ist geeignet, abfiltrierbare Stoffe (AFS) im Ablauf der Nachklärung weitestgehend zu eliminieren. Die abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf der Nachklärbecken, die üblicherweise zwischen 5 mg/l und 20 mg/l TS variieren, werden damit auf Betriebswerte < 2 mg/l reduziert. Dadurch werden auch die Ablaufkonzentrationen für Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor sowie alle anderen in den abfiltrierbaren Stoffen enthaltenen Schadstoffe verbessert [17]. Eine der Mikroschadstoffelimination vorgeschaltete Filtration verhindert die Verblockung der Aktivkohlen und ermöglicht damit eine bessere Nutzung der Aktivkohlen für die Mikroschadstoffadsorption, weil die konkurrierende Beladung der Aktivkohlen mit abfiltrierbaren Stoffen entfällt.

5.2 Beschickungspumpwerk

Im Bereich des Ablaufs aus der Nachklärung zum Schönungsteich würde ein hydraulisches Trennbauwerk mit einem Pumpwerk das Abwasser auf das Niveau der nachfolgenden Behandlungsstufen anheben müssen.

Planung: Zwischenpumpwerk

Förderhöhe)

Der Pumpensumpf für die beiden Pumpen sollte zur Vermeidung häufiger Schaltzyklen eine Mindestgröße von 2 m³ aufweisen.

Der Pumpensumpf kann als Schachtbauwerk mit rd. 4 m Länge und 1,50 m Breite so ausgebildet werden, dass er im Ablaufbereich eine Überfallschwelle zur Weiterleitung in den Schönungsteich erhält. Wassermengen die über 144 m³/h hinausgehen werden damit automatisch unbehandelt zum Ablauf in den Schönungsteich weitergeleitet.

Als Leitungsquerschnitte für die Saug- und Druckrohrleitungen sind bei Sammelrohrleitungen DN 200 (0,040 m³/s / 0,0314 m² = 1,3 m/s) und bei Teilströmen für die halbe Wassermenge DN 150 Rohrleitungen ausreichend (0,020 m³/s / 0,0177 m² =1,1 m/s).

5.3 Filterbettbeladung

Die Filterbettbeladung wird bei i.M. 10 mg/l abfiltrierbare Stoffe aus der Nachklärung durch die Zugabe von 10 mg/l Pulverkohle die Filterbeladung verdoppelt.

Bei einer mittleren Filtergeschwindigkeit von 10 m/h würden AFS und PAK je m² Filterfläche folgende Feststoffbeladung bewirken:

$= 10\ m^3 / (m^2 \cdot h) \cdot 24\ h/d \cdot 0{,}02\ kg/m^3 = 4{,}8\ kg/d / (m^2 \cdot d)$

Bezogen auf je 1,5 m³ Filtervolumen je m² Filter ist dies eine spezifische Beladung von etwa 4,8/1,5 = rd. 3,2 kg/(m³·d). Dieser Wert deckt sich in etwa mit der Empfehlung von Meyer [17] mit 2,0 bis 3,0 kg TS/(m³·d).

Filterbettspülung

Die tägliche Beseitigung der Filterbettbeladung erfolgt in Mehrschichtfiltern durch eine kombinierte Luft-/Wasserspülung, bei der durch die Luftzugabe (bis zu 100 m³/(m²·h)) erzeugten Turbulenzen die Ablösung der Partikel von den Filterkörnern bewirkt wird und durch eine starke Wasserspülung (je nach Filtermaterial bis zu 70 m³/(m²·h)), die bis zur einer 25%-igen Filterbettausdehnung führt der Austrag der durch die Filtration zurückgehaltenen Feststoffe , in diesem Fall in das Schlammwasser erfolgt. Für das Spülwasser wird im Allgemeinen ein Spülwasserspeicher im Ablauf der Filtration genutzt. Für die Vergleichmäßigung der Rückgabe des Schlammwassers in den Zulauf der Kläranlage wird ein Schlammwasserspeicher erforderlich.

Bei einer kontinuierlichen Filterbettspülung, wie sie in sogenannten „moving-bed“ Filteranlagen zum Einsatz kommt, sind Filtratwasser- und Schlammwasserspeicher nicht erforderlich.

5.4 Abwärtsdurchströmte Flockungsfiltration mit intermittierender Rückspülung

Die Filteranlagen sind nach [16] auf eine Filtergeschwindigkeit von 7,5 m/h bei Trockenwetter und 15 m/h bei Regenwetter auszulegen. Diese Filtergeschwindigkeit ist auch bei Rückspülung eines Filters einzuhalten.

Die Abtrennung von abfiltrierbaren Stoffen und der beladenen Aktivkohle erfolgt unter Zugabe von Flockungshilfsmitteln in der Mehrschichtfilteranlage. Es würden insgesamt 3 Filter zur Verfügung stehen. Die Filter besitzen eine Filteroberfläche von je 5,1 m² (1,7 m x 3 m).

Planung: Gesamtfilterfläche = 15,3 m²

Die Filter werden durch eine Wasser-/Luftspülung regelmäßig regeneriert. Die Rückspülung erfolgt nach einem Spülprogramm, das mittels einer speicherprogrammierbaren Steuerung sehr variabel gehalten ist, sodass jederzeit eine Optimierung erfolgen kann.

Die wichtigsten Schritte bei der Rückspülung sind das Absenken des Wasserspiegels im Filter, die Reinigung des Filterkorns durch Luftspülung und die Wasserspülung zum Austragen des Abriebes. Der Zeitpunkt der Rückspülung richtet sich nach dem Filterwiderstand, der stark von der Beaufschlagung abhängig ist.

Da die Filteranlage nur mit einem limitierten hydraulischen Teilstrom beschickt wird, ist die Filterbettgeschwindigkeit geringeren Schwankungen unterworfen wie bei herkömmlichen Filteranlagen die die vollständigen Tagesganglinien abdecken müssen. Dies wird durch eine spezifisch geringe Bemessungsgeschwindigkeit ausgeglichen.

Diagramm 1 und Diagramm 2 zeigen nachfolgend die sich einstellenden Filtergeschwindigkeiten bei 2 oder 3 Filtern im künftigen Betrieb einschließlich der Rückbelastung aus dem Schlammwasser der Filteranlage.

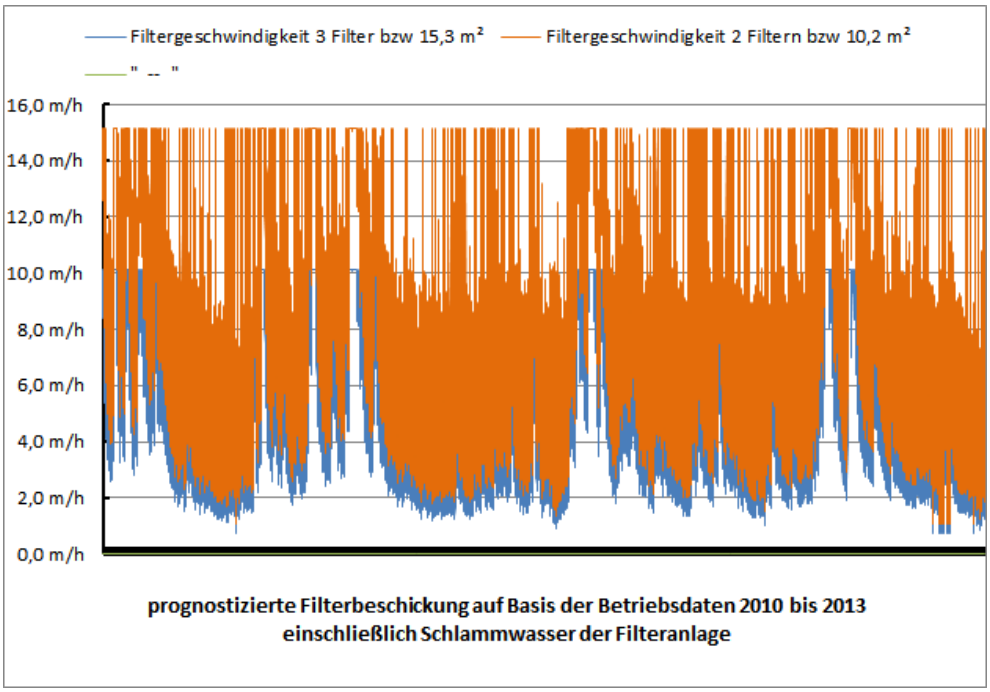


Diagramm 1: Darstellung der Filtergeschwindigkeit im Prognosezustand AS2

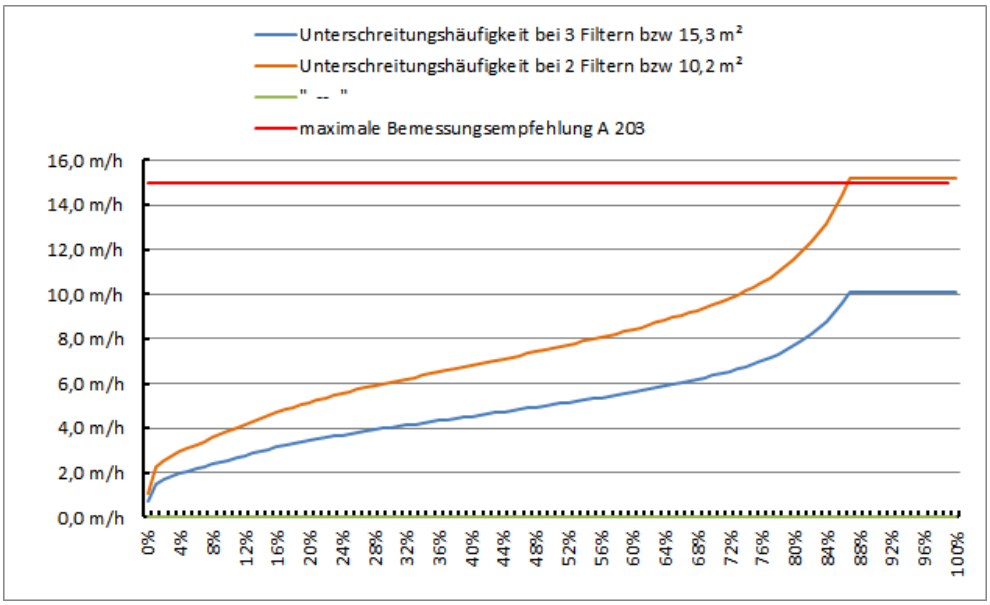


Diagramm 2: Unterschreitungshäufigkeiten der Filtergeschwindigkeit im Prognosezustand AS2

Die Darstellung in dem Diagramm verdeutlicht, dass die empfohlene Filterbeschickungsgeschwindigkeit der DWA Empfehlung in Arbeitsblatt A 203 für den Regenwetterfall praktisch dauerhaft eingehalten wird. Der Betrieb mit 2 Filtern berücksichtigt die Filterspülung oder den Havariefall eines Filters. In diesem Fall wird die Bemessungsempfehlung von 15 m/h knapp erreicht. Dieser Fall tritt jedoch nur auf, wenn die Filterspülung (Dauer max. 30 Minuten) mit einer Zulaufspitze zusammenfällt. Im betrieblichen Normalfall gilt daher die blaue Linie, Betrieb mit 3 Filtern. Falls jedoch mit einer Überwachungswert-Relevanz der Mikroschadstoffelimination zu rechnen ist, empfehlen sich hier 4 Filterkammern, da der Ausfall einer Kammer mit in die Überlegungen zur Betriebssicherheit einfließen sollten.

Im mittleren bis maximalen Betrieb mit 3 Filterkammern werden Filtergeschwindigkeiten von 5 m/h bis 10 m/h auftreten.

Filteraufbau

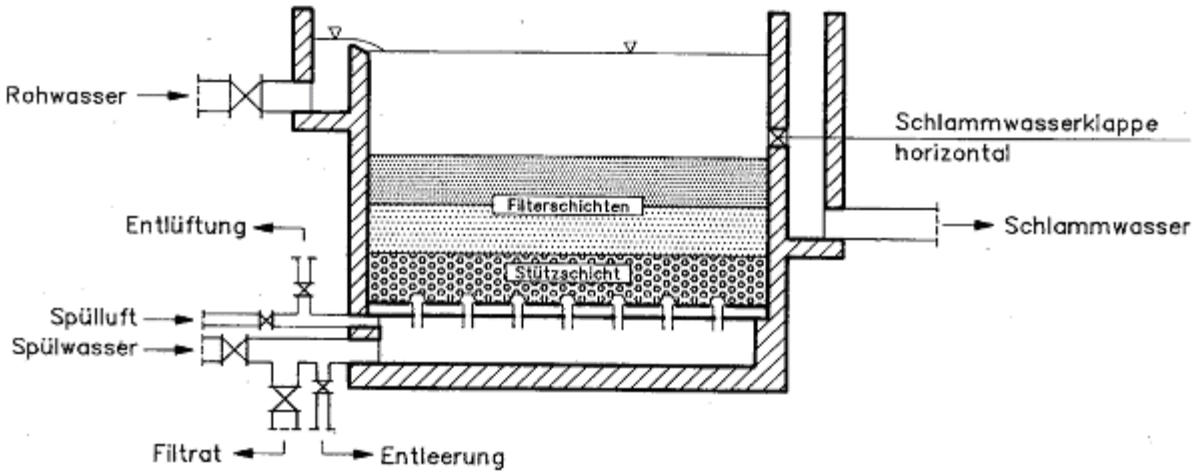


Bild 11: Grundprinzip Raumfilterbehälter aus Beton, abwärtsdurchströmt [16]

Für die Filter werden zur Raumfilterwirkung die in Tabelle 4 aufgeführten Filtermaterialien, Schichthöhen und Korndurchmesser empfohlen.

Dieser Filteraufbau garantiert die Wiedereinschichtung des grobkörnigen Hydroanthraziths über dem feinkörnigen Sand auf der Stützschicht durch eine 25%ige Fluidisierung des Filterbetts durch eine Klarwasserspülung am Ende jeder Filterspülung.

Tabelle 4: Filtermaterialien Schichthöhen und Korndurchmesser eines Raumfilters

Filtermaterial	**Höhe der Schichten:**	**Korndurchmesser**
Hydroanthrazith	1,00 m	1,4 - 2,5 mm
Sand	0,50 m	0,71 - 1,25 mm
Stützschicht	0,20 m	2,5 - 3,15 mm

Für die Filterspülung wird ein Stark-Spülprogramm wie in Tabelle 5 empfohlen. Dazu wird je eine Klarwassermenge von 32 m³ erforderlich, die in einem Spülwasserbehälter im Ablaufbereich der Filteranlage vorgehalten werden muss.

Neben dem Stark-Spülprogramm sollten in der Automatisierung einer Filterspülung auch ein „Normal-Spülprogramm“ und ein „Schnellspülprogramm“ hinterlegt sein. Diese letztgenannten Spülprogramme zeichnen sich durch geringeren Energie- und Wasserverbrauch je Spülung aus.

Bei gleichzeitiger Filterverblockung mehrerer Filter sollten Schnellspülungen erfolgen. Aus Wirtschaftlichkeitsgründen ist ein täglicher Wechsel von Starkspülung und Normalspülung je Filter zu empfehlen.

Ein Schlammwasserbehälter (rd. 30 m³) muss das bei der Klarwasserspülung ausgespülte Schlammwasser auffangen und dem Zulauf der Kläranlage kontinuierlich zu dosieren.

Tabelle 5: Beispiel eines Filterspülprogramms

Spülschritte	**Dauer**	**Spülleistungen**	**Je Spülschritt benötigte Luft/ Wasser-Menge**
Absenkung des Filterüberstaus	4 min bis 10 min	-	-
Luftspülung	2 min,	500 m³/h	17 m³
Kombinierte Luft-/Wasserspülung	3 min	500m³$_N$/h	25 m³
		60 m³/h	3 m³
Klarwasserspülung	5 min	350 m³/h	29 m³

5.5 Aufwärtsdurchströmte Filter mit kontinuierlicher Filtersandreinigung

Alternativ zum abwärtsdurchströmten Raumfilter könnten runde kontinuierlich gespülte Filter in Stahlbauweise (siehe Bild 12) zum Einsatz kommen. Dieser Filtertyp wird auch als „moving-bed Filtration“ bezeichnet. Dabei würden z. B. DST 50 D Filter in Edelstahl mit je 5 m² Filterfläche ausreichen. Der Durchmesser beträgt ca. 2,55 m innen.

Aus Wartungsgründen sollten auch bei kontinuierlich gespülten Filteranlagen **3 Filter** ausgeführt werden.

Der Vorteil dieser Filter liegt in der kontinuierlichen Spülung des Sandes, die Filtrat- und Schlammwasserspeicher entfallen lassen.

Nachteile dieser Filter sind:

1. Es kann kein Mehrschichtfilter mit kontinuierlicher Filtersandreinigung ausgeführt werden, da der Filter bei der Aufwärtsströmung mit Spülsandentnahme unten und Materialaufgabe des gespülten Sandes oben nur eine Sandkorngröße haben kann.
2. Ein Spülwasserbehälter, der auch für die Treibwasserversorgung der Aktivkohledosierung genutzt werden könnte, wird üblicherweise nicht ausgeführt.

Diese Filter werden aufwärts durchströmt, der mit Schmutz beladene Sand wird durch eine Mammutpumpe von unten gehoben, dabei gespült, das Schlammwasser läuft im Bereich eines Zyklons im oberen Filterbereich ab und der gewaschene Sand rieselt wieder auf die obere Filterfläche.

Die Filtergeschwindigkeiten sind identisch zur Raumfiltration (vergleiche Diagramm 1 und Diagramm 2).

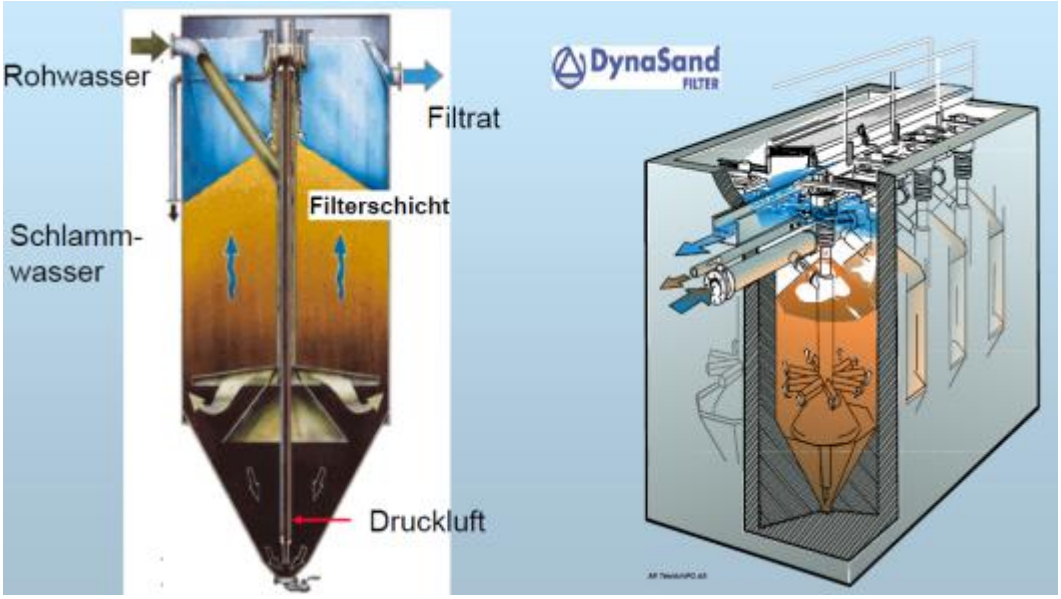


Bild 12: Aufwärtsdurchströmter Dynasandfilter (kontinuierliche Sandreinigung, [18])

Die Kombination Aktivkohledosierung in die Belebungsbecken und Rückführung der Aktivkohle mit dem Rücklaufschlamm sowie Rückhalt der Pulver-Aktivkohle durch einen Dynasandfilter wurde in einem Großversuch in Wetzikon in der Schweiz [19] sowie beim Marienhospital in Gelsenkirchen [20] mit Erfolg bei der Elimination von Mikroschadstoffen untersucht.

Die Filtration mit dem DynaSand Carbon – Verfahren [18] wird in speziellen Anwendungen, die der Spurenstoffentnahme ähnlich sind, z.B.

- Behandlung von Kondensat aus der Rauchgasreinigung
- Behandlung von mineralölhaltigen Abwässern
- Aufbereitung von Grund- und Rohwasser

bereits seit einigen Jahrzehnten mit Erfolg praktiziert. Der Unterschied zur Mikroschadstoffentfernung aus dem Ablauf von Kläranlagen liegt bei diesen Anwendungen nur in den Konzentrationen der zu eliminierenden Schadstoffe.

5.6 Investitionskosten einer Filtration

Die Investitionskosten einer Filtrationsanlage sind bei Schröder [21] im Jahr 1998 mit 45.000 DM/m² angegeben. Unter Berücksichtigung der Währungsumstellung auf € und der Preissteigerungen ist derzeit von 30.000 €/m² auszugehen. Die Kosten für die Filteranlage, die für die Spurenstoffelimination erforderlich ist, belaufen sich damit auf rund 450.000 € netto. Bei Auslegung einer Filtration auf die zukünftig prognostizierte maximale Abwassermenge von 150 l/s = 560 m³/h würde eine Filterfläche von rund 40 m² und entsprechende Investitionskosten von rund 0,9 Mio. € bis 1,1 Mio. € netto erforderlich.

Diese Mehrkosten von rd.1 Mio. € sind unter Kosten/Nutzen Gesichtspunkten besser in der 4. Reinigungsstufe investiert (siehe Kap.9.2).

6 Spurenstoffe im Wasserkreislauf

6.1 Einleitung

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

Nach der Definition der DWA sind anthropogene Spurenstoffe organische Schadstoffe, wie Humanpharmaka, Industriechemikalien, Körperpflegemittel, Waschmittelinhaltsstoffe, Nahrungsmittelzusatzstoffe, Additive in der Abwasser- und Klärschlammbehandlung, Veterinärpharmaka, Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel sowie Futterzusatzstoffe [9].

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

Eine Hauptemissionsquelle für den Eintrag von Humanpharmaka als eine Teilgruppe der Spurenstoffe stellen kommunale Kläranlagen dar.

Kommunale Kläranlagen sind derzeit ausgelegt auf die Kohlenstoff- und Nährstoffelimination. Auf gut ausgebauten Anlagen werden organische Spurenstoffe teilweise erheblich eliminiert, wenn auch zumeist nicht vollständig, wie umfangreiche Studien belegen ([22], [7], [23], [24]).

Wie in aus den Daten der Gewässergüteüberwachungsstellen (siehe Anlage 2) erkenntlich ist, besteht auch für einige Metalle (z.B. Zink) und den Gesamtphosphor ein Handlungsbedarf. Die erhöhten Konzentrationen in den Gewässern in und um Altenberge werden durch den Kläranlagenablauf mitbestimmt. Auch diese Stoffe könnten durch eine 4. Reinigungsstufe deutlich reduziert werden. Der zusätzliche Reinigungseffekt für Metalle und den Gesamtphosphor wird durch die bei allen Varianten erforderliche Flockungsfiltration erreicht. Die Metallionen reagieren mit dem Phosphor zu unlöslichen Verbindungen. Nach der Reaktion muss eine beruhigte Zone, der sogenannte Flockungsraum (z.B. Filterüberstand bei abwärtdurchströmten Filtern), zur Verfügung stehen, in dem sich der Fällschlamm zu größeren Flocken agglomerieren kann [25].

Im Ablauf der Kläranlage Altenberge wurden im Rahmen dieser Studie alle 45 prioritären Stoffe des Anhangs X der Wasserrahmenrichtlinie der EU ([10], [11]) sowie weitere Mikroschadstoffe (Medikamentenreste, analysiert. Die Ergebnisse dieser Analysen sind in den in der Seite 1 der Anlage 1 den Grenzwerten für die Fließgewässer, die im Anhang X der Wasserrahmenrichtlinie aufgeführt sind gegenübergestellt. Die im Rahmen dieser Studie ermittelten Messergebnisse der Medizinreste im Abwasserablauf der KA Altenberge sind im Vergleich zu den auch von Götz [2] gemessenen 7 Parametern (Benzotriazol, Diclofenac, Carbamazepin, Sulfamethoxazol, Clarithromycin, Sotalol, Metoprolol, siehe Seite 2 der Anlage 1) erheblich geringer. Dies weist auf sicherlich große Konzentrationsschwankungen bei diesen Spurenstoffen hin. Durch die Analysenergebnisse wird verdeutlicht, dass Ziel der 4. Reinigungstufe die gleichzeitige und weitgehende Elimination vieler sehr unterschiedlicher Mikroschadstoffe sein muss. Die bekannten Wirkungsgrade der 4. Reinigung mit Aktivkohle oder Ozon lassen erwarten, dass die Zielwerte der EU durch diese Verfahren im Ablauf der KA Altenberge erreicht werden können.

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

6.2 Charakterisierung des Verhaltens von anthropogenen Spurenstoffen

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

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

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

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

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

Als Modellmaß für die Polarität kann der n-Octanol-Wasserverteilungskoeffizient, $K_{OW,}$ herangezogen werden. Dieser beschreibt die Verteilung einer Chemikalie zwischen organischer und wässriger Phase [26].

Unter Sorption werden als Sammelbegriff Wechselwirkungen an Grenzflächen zwischen festen, flüssigen und gasförmigen Phasen verstanden, die zu einer Anreicherung eines Stoffes führen. Bei der Absorption erfolgt die Anreicherung des Stoffes innerhalb der Phase, wie z. B. bei der Lösung von Gasen in Flüssigkeiten.

Persistenz bezeichnet die Beständigkeit von Stoffen gegenüber biologischen und chemischen Abbau- und Transformationsprozessen. Als persistent werden Substanzen eingestuft, die nicht oder nur sehr langsam abgebaut werden [26].

Aufgrund ihres ursprünglichen Einsatzes sind Spurenstoffe relativ persistent in der aquatischen Umwelt. So soll z. B. Röntgenkontrastmittel im menschlichen Körper keine Reaktion eingehen. Diese Persistenz beeinflusst jedoch auch die Elimination der Stoffe in der Umwelt bzw. in technischen Reinigungsprozessen.

7 Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen

7.1 Überblick

Die nachfolgende Grafik gibt einen schematischen Überblick über die verschiedenen Verfahren zur Elimination von anthropogenen Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen.

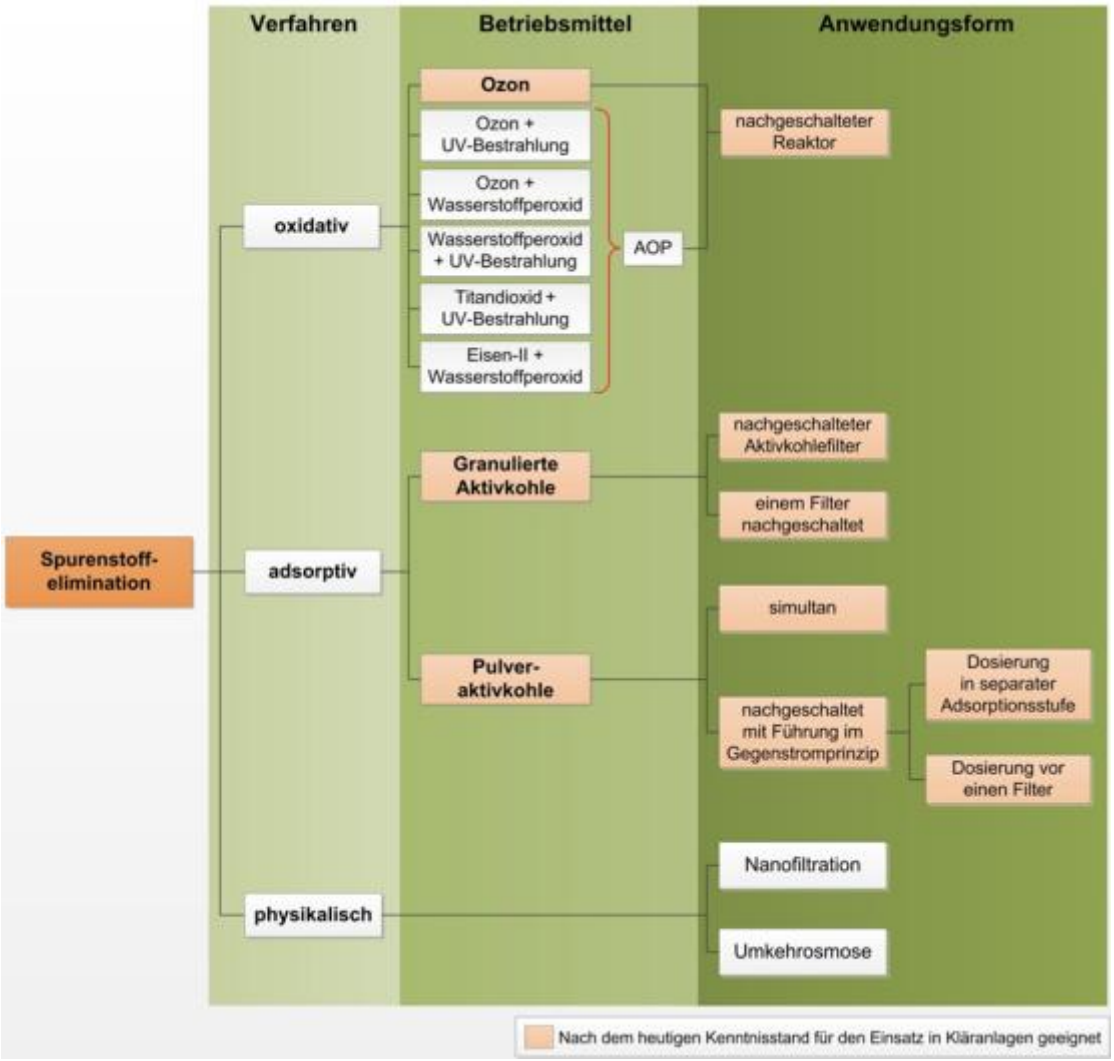


Bild 13: Verfahren zur Spurenstoffelimination [27]

Die farblich hinterlegten Betriebsmittel Ozon, Granulierte Aktivkohle und Pulveraktivkohle werden in den vier Verfahren angewandt, deren Einsatzmöglichkeiten auf der Kläranlage Altenberge in Kapitel 8 untersucht werden. Für diese adsorptiven und oxidativen Behandlungsverfahren sind in Bild 14 und Bild 15 derzeit vorhandene und geplante Anlagen in Baden-Württemberg und NRW (vergleiche auch Anlage 6 mit ausführlicher Legende) aufgezeigt.

Bild 14: Kläranlagen mit Adsorptionsstufen in Baden-Württemberg [6]

Bild 15: Mikroschadstoffentfernung in kommunalen Kläranlagen in NRW (Stand 7/2013) [5]

Die Grundlagen und Möglichkeiten der adsorptiven und oxidativen Verfahren werden im Folgenden kurz erläutert.

7.2 Adsorption

7.2.1 Grundlagen

Unter Adsorption wird die Anreicherung von Stoffen an der Oberfläche von Flüssigkeiten und besonders Festkörpern verstanden. Sie erfolgt durch die Wechselwirkung der aktiven, energiereichen Zentren einer Grenzfläche mit den Atomen, Molekülen oder Ionen einer benachbarten Phase [28].

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

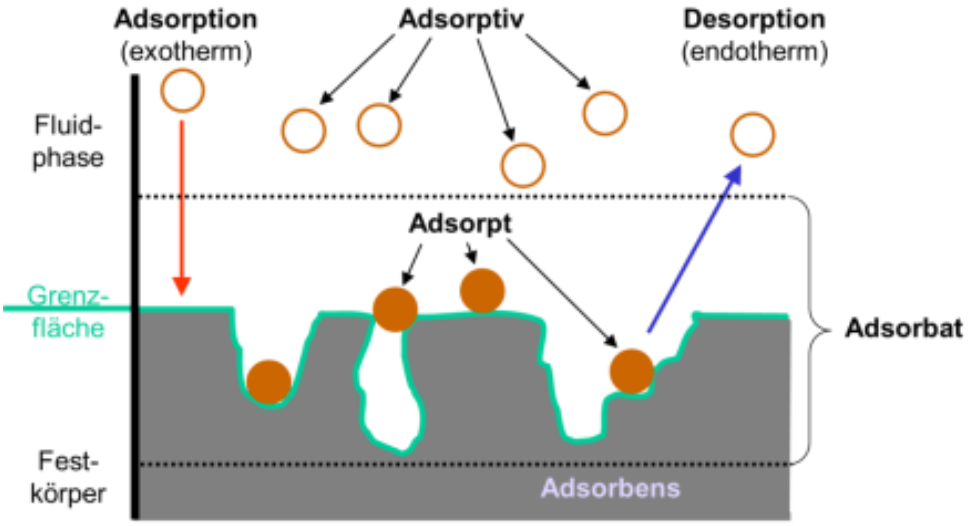


Bild 16: Grundbegriffe der Adsorption

Die Adsorption erfolgt in mehreren Teilschritten auch an der inneren Oberfläche des Adsorbens. Dies ist in nachstehender Abbildung dargestellt.

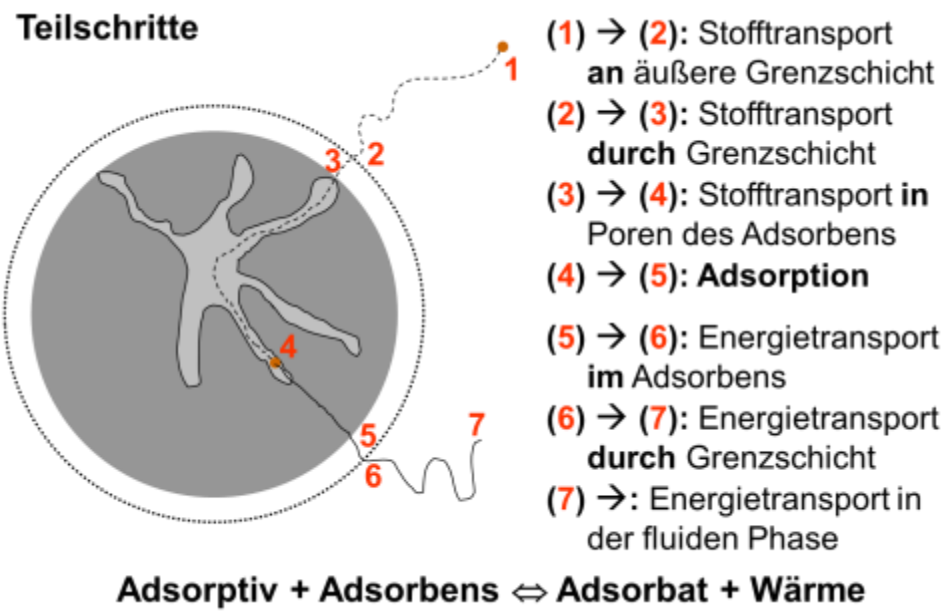


Bild 17: Teilschritte der Adsorption [29]

In Abhängigkeit von der Stärke der Bindung des Adsorptivs an das Adsorbens wird zwischen Physiosorption und Chemisorption unterschieden. Die physikalische Sorption ist vor allem auf Van-Der-Waalsche-Wechselwirkungen zurückzuführen. Der chemischen Sorption liegen chemische Reaktionen zwischen dem Adsorbens und dem Adsorptiv zugrunde [28].

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

Folgende Eigenschaften des Adsorptivs können nach [30] die Physisorption beeinflussen:

- Steigende Unpolarität/Hydrophilität erhöht die Adsorbierbarkeit
- Funktionelle Gruppen
  - Hydroxl-Gruppe (R-OH) senken die Adsorbierbarkeit
  - Amino-Gruppe ($R-NH_2$) senken die Adsorbierbarkeit sehr stark
  - Sulfonsäure-Gruppe ($R-SO_3H$) senken meistens die Adsorbierbarkeit
  - Nitro-Gruppe ($R-NO_2$) verbessern die Adsorbierbarkeit

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

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

Die Anwesenheit von anorganischen Salzen im Fluid führt zur einer höheren Beladung des Adsorbens (Aktivkohle). In der nachfolgenden Grafik ist die Adsorption von Phenol an Aktivkohle bei unterschiedlichen Konzentrationen von Natriumchlorid (NaCl) in der fluiden Phase dargestellt. Durch die

Salzionen werden die gleichsinnig geladenen Gruppen des Adsorpt (Phenol) neutralisiert und eine höhere Packungsdichte auf dem Adsorbens erreicht [30].

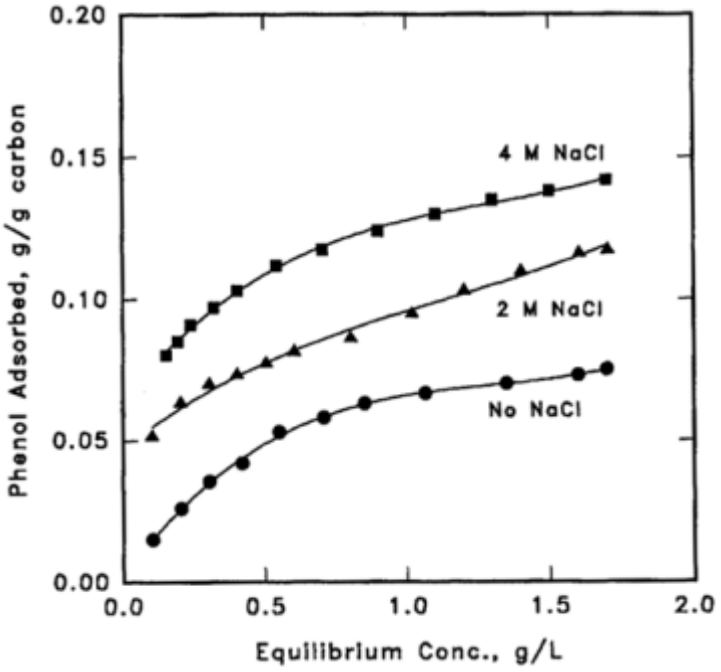


Bild 18: Isotherme Adsorption Phenol an Aktivkohle bei unterschiedlichen NaCl-Konzentrationen [30]

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

Zur Entfernung organsicher Spurenstoffe wird in der Wassertechnik Aktivkohle eingesetzt, die aus Holz, Kohlen und ähnlichen Stoffen durch Aktivierung bei hohen Temperaturen und Luftabschluss, zum Teil unter Einsatz von Säuren (chemische Aktivierung), hergestellt werden. Durch die Aktivierung erhalten die Kohlen eine innere Oberfläche von 800 bis 200 $m^2/g \approx 1\ km^2/kg$, an der die Adsorption erfolgt. Die äußere Oberfläche wird durch den Partikeldurchmesser bestimmt.

Hinsichtlich der Korngröße werden die Kohlen in zwei Gruppen eingeteilt:

1. Pulverkohlen (PAK = Pulver - Aktivkohlen) weisen einen Durchmesser von weniger als 0,05 mm auf

2. Kornkohlen (GAK = Granulat - Aktivkohle) liegen im Durchmesser zwischen 0,5 und 4 mm.

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

Die beiden beschriebenen Kohlenarten werden in verschiedenen Reaktortypen eingesetzt. Der Einsatz von Pulverkohle erfolgt in einem Rührreaktor, während die Kornkohle in Festbettreaktoren, wie Abwasserfilteranlagen, eingesetzt wird.

Durch die unterschiedlichen Einsatzformen ergibt sich eine abweichende Kinetik. Beim Rührreaktor stellt sich eine Gleichgewichtsbeladung zwischen der Konzentration des Adsorptivs im Fluid und am Adsorbens ein. Über die Zeit nähert sich diese der maximalen Gleichgewichtsbeladung an.

Beim Einsatz der Kornkohle im Filter erfolgt die Adsorption über die Betttiefe in der sogenannten Adsorptionszone. In nachfolgendem Bild ist dies für zwei unterschiedliche gut adsorbierbare Stoffe dargestellt.

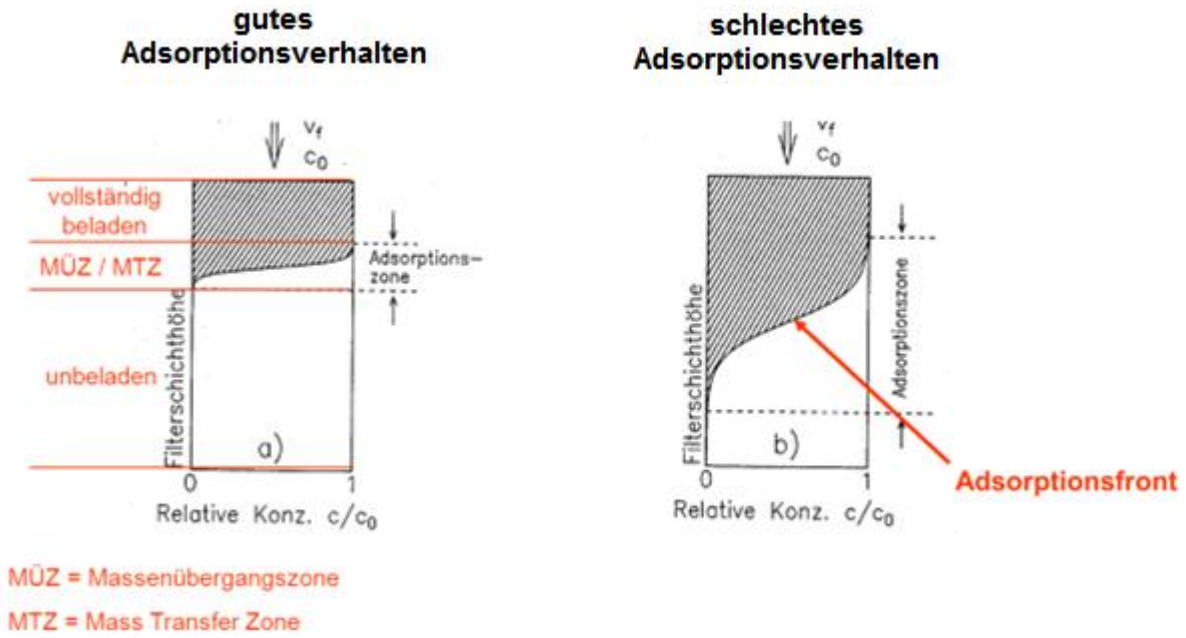


Bild 19: Adsorptionsverhalten zweier unterschiedlicher Stoffe im Festbettadsorber [8]

Zu erkennen ist, dass der gut adsorbierbare Stoff eine deutlich kürzere Adsorptionszone (siehe Bild 20) aufweist, in der das Adsorptiv bis auf die Konzentration von nahezu null zurückgehalten wird. Beim schlechter adsorbierbaren Stoff ist die Zone größer, sodass der Stoffdurchbruch früher erfolgt.

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

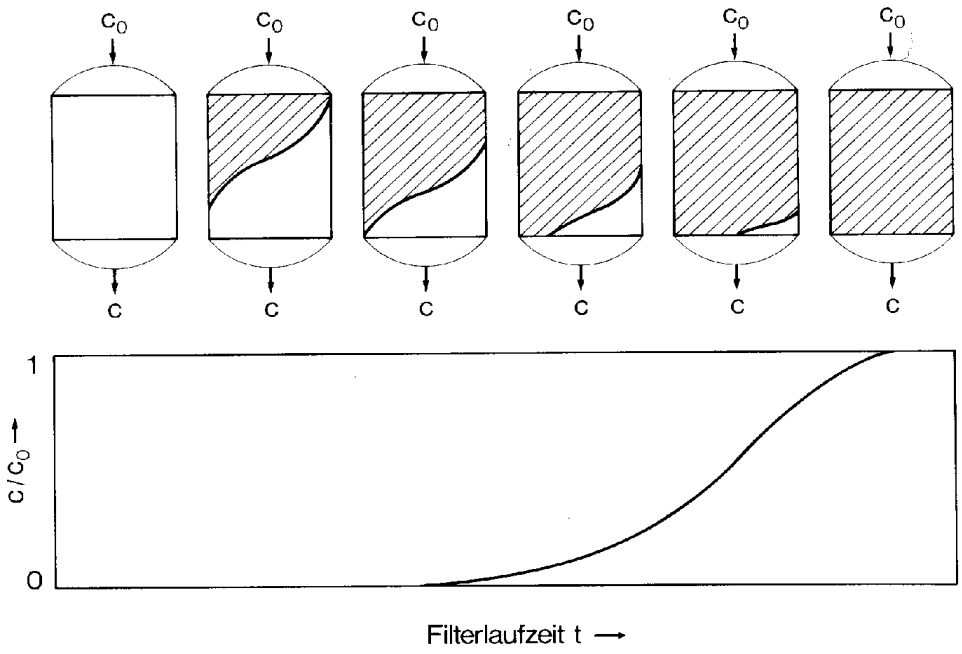


Bild 20: Verlagerung der Adsorptionszone über die Filterlaufzeit [31]

Bei der Adsorption von Mehrstoffgemischen konkurrieren verschiedene Adsorptive um die Adsorptionsplätze auf dem Adsorbens. Dies kann dazu führen, dass ein schlecht adsorbierbarer Stoff, der rasch im Filterbett die Adsorptionsplätze belegt hat, von einem gut adsorbierbaren Stoff verdrängt wird. Es ist sogar möglich, dass die Konzentration im Ablauf des Filters (Konzentration schlecht adsorbierbarer Stoff = 1) für den schlecht adsorbierbaren Stoff größer ist als die Zulaufkonzentration. Im Bild 21 ist der Zusammenhang dargestellt. Dieses Verhalten wird „Chromatografie-Effekt“ genannt.

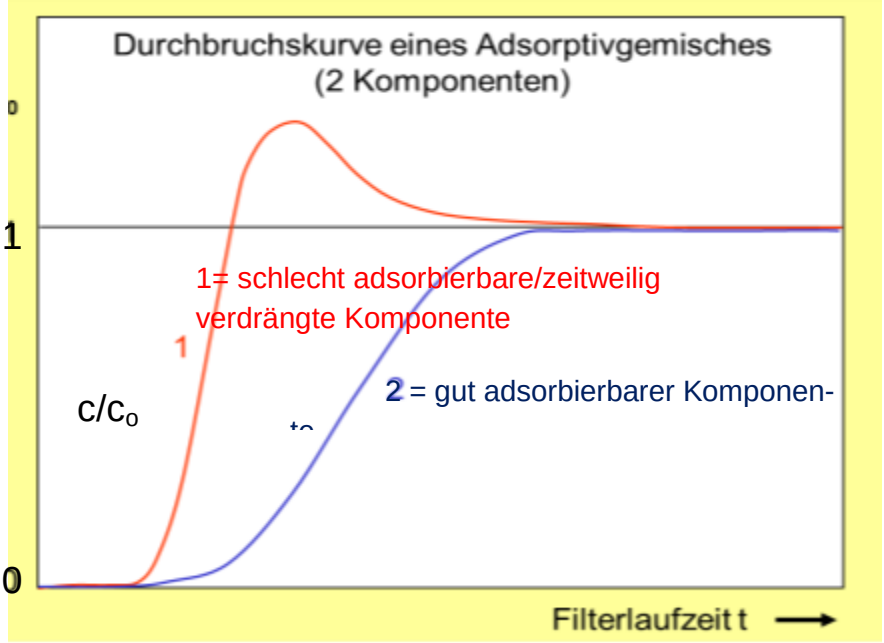


Bild 21: Durchbruchskurve eines Adsorptivgemisches [32], modifiziert

Zu beachten ist, dass bei mehreren Kornkohlefiltern mit versetzten Laufzeiten, die entsprechend unterschiedliche Beladungszuständen aufweisen, der Verschnitt aller Abläufe eine bessere Qualität hat als der Ablauf des am meisten beladenen Filters.

7.2.2 Einsatz von Aktivkohle in der Abwassertechnik zur Spurenstoffelimination

7.2.2.1 Pulveraktivkohle

Für den Einsatz von Pulveraktivkohle zwischen der Nachklärung und einer nachgeschalteten Abwasserfilteranlage kommen zwei grundsätzliche Verfahren zum Einsatz, die über großtechnische Eignungsnachweise verfügen.

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

Dieses Verfahren wurde von [33] vorgeschlagen. Auf dem Klärwerk Wuppertal-Buchenhofen wurde für einen großtechnischen Versuch eine Filterkammer (A = 60 m²) umgerüstet. Innerhalb eines Forschungsprojektes wurde der Betrieb dieser Kammer mit Pulveraktivkohledosierung über 1,5 Jahre begleitet.

Die wesentlichen Ergebnisse sind im Folgenden zusammengefasst. Weitere Angaben sind dem Abschlussbericht [34] zu entnehmen.

- Favorisierte Dosiermenge PAK: 20 mg/l.
- Fällmitteldosierung ist erforderlich, da sonst rascher ein zu rascher Durchbruch der Kohle durch den Filter erfolgt.
- Optimierte Fällmitteldosierung ($FeCl_3$): 0,1 bis 0,2 mg Fe/mg PAK.
  Bei 20 mg PAK/l entspricht dies 2 bis 4 mg Fe/l.
- Rückhaltung der PAK im Filterbett zu 96 %.
- Mittels der Rückspülung wurde die gesamte Kohle wieder aus dem Filter entfernt.
- Der Rückspülintervall des Filters betrug 24 d und entsprach damit dem regulären Betrieb des Filters ohne PAK-Zugabe.
- Bei den beschriebenen Dosiermengen scheint für den Standort Buchenhofen eine dauerhafte Unterschreitung des Schwellenwertes der Abwasserabgabe von CSB = 20 mg/l erreichbar.
- Eliminationsleistung im PAK-Filter für Carbamazepin, Diclofenac und Metoprolol ca. 80 %, bezogen auf Filterzulauf.
- Gesamtelimination im Klärwerk mit PAK-Filter für die Stoffe Sulfamethoxazol, Diclofenac oder Metoprolol zwischen 80 und 90 %.

Das zweite Verfahren stellt der Einsatz von Pulveraktivkohle in zusätzlichen Kontaktbecken in Verbindung mit einer Rückführung der Kohle dar.

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

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

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

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

Die Ergebnisse aus dem Betrieb der großtechnischen Anlagen in Mannheim und Sindelfingen wurden von [35] und [36] veröffentlicht. Die wichtigsten Punkte werden hier wiedergegeben:

- optimierte PAK-Dosierung: 10 mg/l,
- Feststoffgehalt im Kontaktbecken: ca. 4 g TS/l,
- Einsatz von Fällmittel (Me-Salzen) und Flockungshilfsmittel (0,3 g/m³) (hilfreich, um Filterdurchbruch zu verhindern),
- P_{ges}-Gehalte im Ablauf Filtration von 0,1 mg/l erreichbar, wenn nicht fällbarer P-Anteil gering ist,
- kein Mehrverbrauch von Fällmittel → Simultanfällung wird reduziert, erhöhte Dosierung in Adsorptionsstufe,
- Reduktion CSB-Konzentration um ca. 30 % gegenüber Ablauf Nachklärung,
- Eliminationsleistung Mikroschadstoffe in Adsorbtionsstufe Kläranlage Sindelfingen größer 70 % bei 10 mg PAK/l für Bezafirbat, Diclofenac, Naproxen, Fenifibrinsäure, Carbamazepin, Metoprolol, Lohexol, Lomeprol, Lopromid. Die Entnahme liegt bei ca. 10 % für das Antibiotikum Sulfamethoxazol und
- Personalbedarf Adsorptionsstufe ca. 0,65 Mitarbeiter.

7.2.2.2 Granulierte Aktivkohle

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

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

Die erste granulierte Aktivkohle wies mit 1,4 bis 2,5 mm eine Körnung auf, die der oberen Schicht des ursprünglichen Zweischichtfilters entsprach. Die Füllhöhe betrug 1,2 m. Zusätzlich verblieben 0,4 m des alten Filtermaterials als untere Schicht im Filter. Die zweite granulierte Aktivkohle (=GAK) hatte mit 0,5 bis 2,5 mm eine feinere Körnung. Die Füllhöhe betrug 1,5 m. Das alte Filtermaterial wurde bis auf die Stützschicht beräumt.

Die Filterkammer wurde analog zu den restlichen Filtern mit der regulären Filtergeschwindigkeit betrieben. Diese unterliegt der normalen Dynamik des Filterzulaufs.

Bei einer Elimination von rund 78 % können für die GAK in Düren die in Tabelle 6 dargestellten ausgetauschte Bettvolumina (BV) angesetzt werden. Bei einer mittleren Filtergeschwindigkeit von 5 m/h und 1,50 m Filterbetthöhe (1 BV = 1,5 m^3 / m^2) entsprechen 1.000 BV eine Laufzeit von:
1.000 · 1,50 m^3/m^2·/ 5 m/h = 300 h.

Tabelle 6: Beschickungskapazität in Bettvolumina der GAK-Filter in Düren

Eliminierter Stoff	Standzeit GAK Ø 1,4-2,5 mm, 1,20 m Füllhöhe	Standzeit GAK Ø 0,5-2,5 mm, 1,50 m Füllhöhe
Carbamazepin:	500 BV	2.500 BV
Diclofenac:	900 BV	4.000 BV
Metoprolol:	5.700 BV	4.600 BV

Zu berücksichtigen ist weiterhin, dass sich die Rückspülintervalle bei der Aktivkohle (Ø 0,5 - 2,5 mm) auf 6 h reduzierten. Bei der ersten Kohle (Ø 1,4 - 2,5 mm) unterschied sich die Rückspülhäufigkeit nicht von den restlichen Filtern.

Auf der Kläranlage „Obere Lutter“ wurde eine Filterkammer der bestehenden Filtration mit GAK ausgerüstet [37]. Der Filtration ist eine Festbettdenitrifikation vorgeschaltet. Die Schütthöhe betrug 2,5 m bei einer Filtergeschwindigkeit von 2 m/h. Dies entspricht einer Leerbettkontaktzeit (EBCT) von 2,5 m / 2 m/h · 60 min/h = 75 min.

Über eine Laufzeit von ca. 9.000 BV konnten sehr gute Eliminationsgrade für viele Spurenstoffe erzielt werden. Parallel dazu wurden Untersuchungen mit Versuchssäulen durchgeführt, die mit einer Filtergeschwindigkeit von 10 m/h durchflossen wurden. Die EBCT lag damit bei 15 min. Über eine Betriebszeit von etwa 9.000 Bettvolumina entsprechend einer Betriebs- oder Filterlaufzeit:

9.000 · 2,5 m^3/m^2 / 2 m/s = 1.250 h

konnten für eine Auswahl von Spurenstoffen folgende mittlere Eliminationsgrade erreicht werden:

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

Für CSB wurde eine mittlere Elimination von 45 % erzielt.

Hinsichtlich der erzielbaren Eliminationsgrade und Standzeiten der Filter wurden mit den nachgeschalteten GAK-Filtern (nach Festbettdenitrifikation) in der Kläranlage „Obere Lutter“ bessere Ergebnisse als mit dem Austausch des Filtermaterials in der bestehenden Filtration, wie in Düren, erzielt.

7.3 Ozonung

7.3.1 Grundlagen

7.3.1.1 Einsatz und Wirkung von Ozon

Ozon wird als starkes Oxidationsmittel in der Wassertechnik schon lange genutzt. Hier ist z. B. die Trink- und Schwimmbadwasseraufbereitung zu nennen. Ozon wird auch in der Abwasserreinigung eingesetzt,

- um Abwässer mit einem hohen Anteil schwer abbaubarer CSB-Verbindungen zu behandeln,
- oder zur Desinfektion von gereinigtem Abwasser [38].

Als Beispiel für die Ozonung zur Elimination von CSB kann die Kläranlage Ochtrup [39] genannt werden.

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

$$2\ Fe^{2+} + O_3 + 5\ H_2O \rightarrow 2\ Fe(OH)_3 + O_2 + 4\ H^+$$

Das Fe^{2+}-Ion gibt ein weiteres Elektron ab und ist dann dreifach positiv geladen. Das Ozon transferiert ein Sauerstoffatom zum sich bildenden dreiwertigen Eisenhydroxid.

Im Vergleich zu molekularem Sauerstoff ist Ozon als Oxidationsmittel mit einem Redoxpotenzial von 1,24 Volt gegenüber 0,401 Volt (bezogen auf pH 14) deutlich stärker.

Ozon oxidiert Nitrit sehr rasch bis zum Nitrat, dabei werden je g Nitritstickstoff stöchiometrisch 3,43 g Ozon benötigt. Eine Reaktion mit Ammonium erfolgt bei diesem Vorgang nicht.

Die Reaktionswege des Ozons sind sehr unterschiedlich. Damit ist die Wirkung des Ozons komplex.

Zum einen kann Ozon direkt mit den anorganischen und organischen Wasserinhaltsstoffen reagieren, zum anderen reagiert es indirekt über Hydroxid-Radikale (OH). Je nach Milieubedingung überwiegt eine der beiden Reaktionsweisen. Im Wasser mit neutralem pH-Wert, geringer DOC-Hintergrundbelastung und niedrigen Temperaturen dominiert die direkte Reaktion. Bei höheren pH-Werten und DOC-Konzentrationen erfolgt die Reaktion zumeist über den indirekten Weg.

Die Bildung der genannten Radikale erfolgt beispielsweise über die Anwesenheit bestimmter Wasserinhaltsstoffe, wie Huminstoffe. Die OH-Radikale reagieren sehr schnell, jedoch auch sehr unspezifisch. Zudem können sie durch sogenannte Radikalfänger (Scavenger) reduziert werden. Als Fänger können Karbonationen (Härtebildner), Huminstoffe aber auch Ortho-Phosphat wirken. Die Radikale reagieren jedoch auch mit Wasserinhaltsstoffen, die allein mit dem Ozon nicht reagiert hätten.

Bei dem sogenannten Advanced Oxidation Process (AOP) wird die Bildung von Radikalen künstlich unterstützt. Beim Peroxon-Verfahren erfolgt dies durch die Dosierung von Wasserstoffperoxid als zweites Oxidationsmittel oder durch eine UV-Bestrahlung parallel zur Ozondosierung.

Insgesamt oxidiert Ozon die meisten organischen Wasserinhaltsstoffe nicht bis zum CO_2, sondern bewirkt eine Teiloxidation. Die Molekülgröße der Stoffe wird verringert. Ozon wirkt weiterhin bevorzugt auf Doppelbindungen in den Molekülen. Dies bedeutet, dass durch die Ozonbehandlung Zwischenprodukte gebildet werden, die beispielsweise wieder biologisch verfügbar sind. Der Ozonbehandlung in der Trinkwasseraufbereitung wird zumeist standardmäßig eine biologisch arbeitende Stufe nachgeschaltet z. B. in Form eines biologisch aktivierten Aktivkohlefilters, um die neugebildeten Stoffe abbauen zu können.

Weiterhin ist die toxikologische Wirkung der gebildeten Transferprodukte zu beachten.

7.3.1.2 Ozonanwendung

Ozon ist aufgrund seiner hohen Reaktivität selbst sehr instabil. Es wird daher in der Regel am Ort der Anwendung hergestellt.

Dies erfolgt über die stille elektrische Entladung aus reinem Sauerstoff bzw. sauerstoffhaltigem Gas (Luft) in einem Hochspannungs-Wechselfeld. In nachstehender Grafik ist dies schematisch dargestellt.

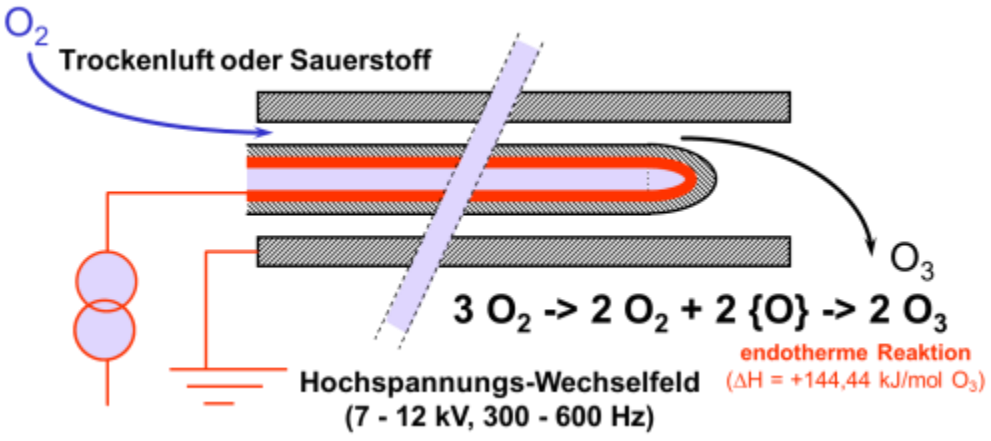


Bild 22: Schema Ozonerzeugung [40], modifiziert

Die Reaktion selbst ist endotherm. Es muss Energie in Form von elektrischer Energie zum Ablauf der Reaktion von außen zugeführt werden. Theoretisch werden pro kg Ozon 0,836 kWh benötigt. In der Praxis kann dieser Wert aufgrund von Verlusten (rascher Zerfall) nicht erreicht werden. Moderne Ozonerzeuger benötigen ca. 8 bis 10 kWh/kg O_3, sofern technischer Sauerstoff als Prozessgas eingesetzt wird.

Die Verluste treten in Form von Wärme auf, die abgeführt werden muss. Dies bedeutet, dass der Ozonerzeuger gekühlt werden muss, was weiterer Energieaufwendungen bedarf.

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

Wird der Energiebedarf zur O_3-Erzeugung, Kühlung und Restozonvernichtung addiert, so ergibt sich ein Bedarf an elektrischer Energie von 10 bis 11 kWh/kg O_3.

Für den Eintrag des Ozons werden im Abwasserbereich heute zwei Verfahren vorwiegend genutzt.

1. Eintrag über Diffusoren
   Das ozonhaltige Gas wird über Domdiffusoren aus Keramik in das Abwasser eingetragen.

2. Eintrag über Injektoren
   Ein Teilstrom des zu behandelnden Abwassers wird über Injektoren mit dem ozonhaltigen Gas versetzt. Dieser ozonhaltige Teilstrom wird nachfolgend mit dem Hauptstrom vermischt.

Für den Eintrag über Injektoren ist ein weiterer Pumpenkreislauf notwendig. Aufgrund der nur geringen Ozoneinträge für die Spurenstoffelimination stellt der Eintrag über Diffusoren das bevorzugte System dar.

Der Eintrag und die Reaktion des Ozons mit den Wasserinhaltsstoffen erfolgt in beiden Systemen in Behältern mit einem Wasserspiegel zwischen 5 und 6 m, bevorzugt im Gegenstrom (Ozonungsreaktor, siehe Bild 23). Die Aufenthaltszeit in den Kontakt-/Reaktionsbehältern liegt zwischen 15 und 30 min. Üblicherweise wird der letzte Reaktor nicht mehr begast, damit Restozon im Aufwärtsstrom entweichen kann. Die Abluft aus den Behältern wird der Restozonbehandlung zugeführt.

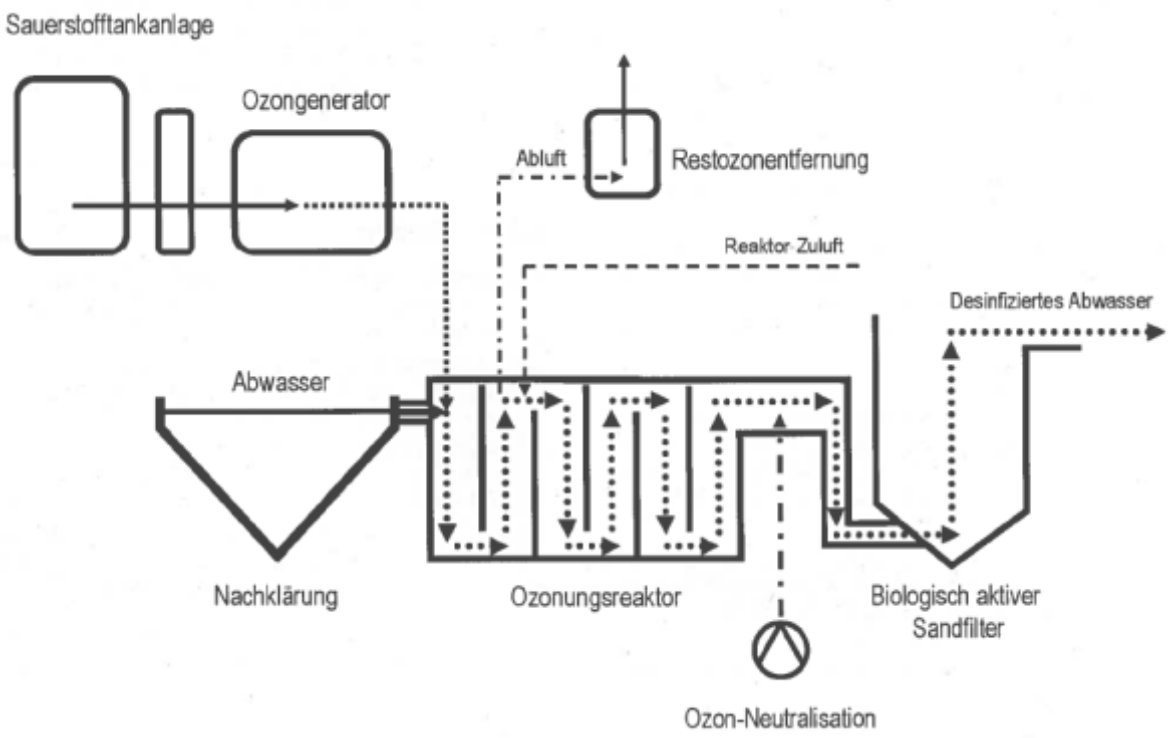


Bild 23: Prinzipskizze einer Ozonanlage [41] [38]

7.3.2 Einsatz von Ozon in der Abwassertechnik zur Spurenstoffelimination

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

In [42] werden die durchgeführten Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab mit dem Ablauf der Kläranlage Braunschweig aufgezeigt. Bei einer Ozondosis von 10 mg/l wurden von den 23 untersuchten Arzneimittelwirkstoffen alle bis unter die Nachweisgrenze eliminiert. Eine weitgehende Wirkung war jedoch auch schon bei einer Dosierung von 5 mg/l zu beobachten. Eliminationsgrade von über 80 % konnten bei den drei Röntgenkontrastmitteln Iopamidol, Lomeprol und Lopromid erst bei Dosierung von 15 mg/l erreicht werden. Der DOC des Kläranlagenablaufs betrug 23 mg/l, der pH-Wert lag bei 7,2. Die Kontaktzeit des Ozons lag bei 9 min.

Auf der Kläranlage Regensdorf (30.000 EW) in der Schweiz wurden im technischen Maßstab Untersuchungen durchgeführt [41]. Der Ablauf aus der Nachklärung der Anlage wurde mit Ozon behandelt. Dem Ozon nachgeschaltet war die bestehende Filtrationsanlage. Der DOC im Ablauf der Nachklärung lag mit ca. 5 mg/l auf einem niedrigen Niveau. In nachfolgender Grafik sind die erzielten Eliminationsgrade dargestellt.

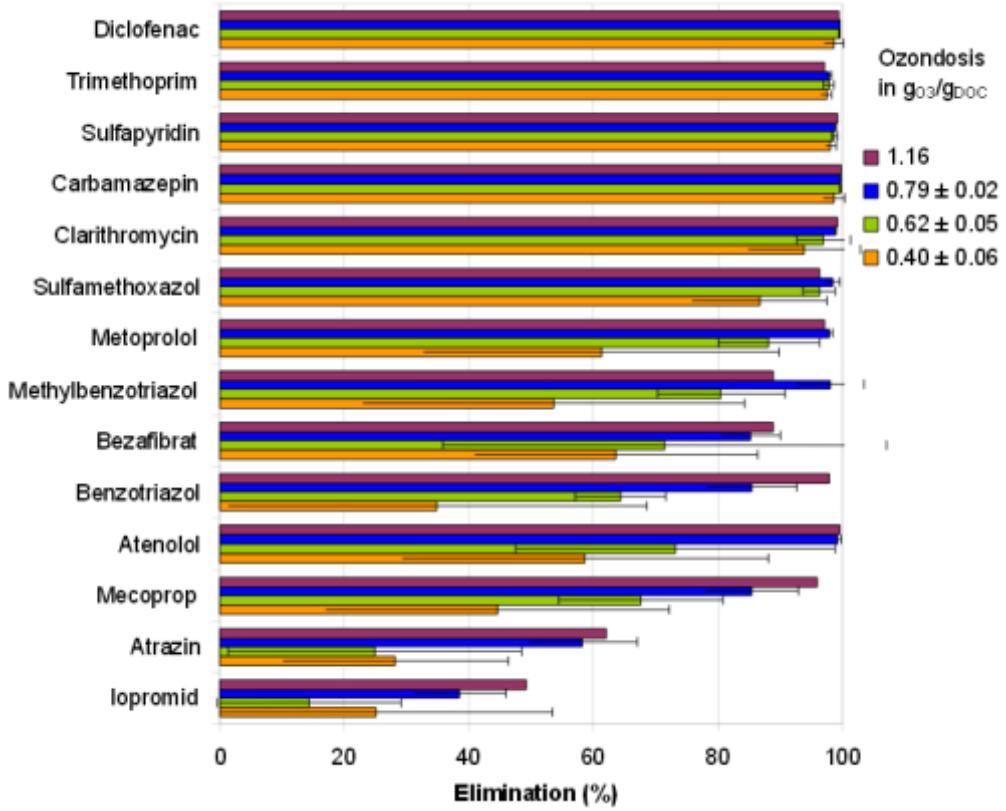


Bild 24: Ergebnisse Elimination Spurenstoffe ARA Regendorf [41]

In wirtschaftlicher und betrieblicher Hinsicht erwies sich in Regensdorf eine Ozondosis von 0,62 mg O_3/mg DOC als optimal. Aufgrund des geringen DOC im Ablauf der Nachklärung ergab sich daraus eine Ozondosis von 3,1 mg/l. Bei einer Übertragung auf andere Standorte mit einem ggf. höheren DOC-Gehalt im Zulauf der Ozonstufe ist dies zu berücksichtigen.

Innerhalb des Projektes wurden auch die Bildung von Transferprodukten und ihre Umweltrelevanz untersucht. Es zeigte sich, dass der Ablauf der Ozonung ein erhöhtes ökotoxikologisches Potenzial aufwies. Durch den nachgeschalteten Sandfilter wurde dieses wieder reduziert. Die Bildung von stabilen und toxikologisch relevanten Reaktionsprodukten konnte nicht festgestellt werden. In Regensdorf handelte es sich um einen ein kontinuierlich rückgespülter Filter (moving-bed), der mit einer Filtergeschwindigkeit von 14,4 m/h im Trockenwetterfall betrieben wurde.

In Nordrhein-Westfalen wurden die kommunalen Kläranlagen Bad Sassendorf, Schwerte und Duisburg-Vierlinden mit einer Ozonstufe ausgerüstet. Bei den Kläranlagen Bad Sassendorf und Vierlinden wird der Ablauf ozoniert. Die Ergebnisse beider Anlagen entsprechen sind vergleichbar [43].

Die notwendigen Ozondosen, die in Duisburg-Vierlinden und Bad Sassendorf zur Eliminierung notwendig waren, bewegen sich auf dem Niveau der Werte von Regensdorf. Zu berücksichtigen ist, dass der DOC im Ablauf der Nachklärung in Bad Sassendorf ebenfalls auf einem niedrigen Niveau liegt.

8 Darstellung der untersuchten Verfahrenskombinationen

8.1 Verfahrensfestlegung und Randbedingungen

Mit dem Förderantrag wurden die zu untersuchenden Verfahren mit dem Auftraggeber und Fördermittelgeber auf der Grundlage eines Besprechungsergebnisses mit der Bezirksregierung am 24.Juni 2013 abgestimmt:

1. **Pulveraktivkohle mit Rücklaufkohleführung**
   Abtrennung der PAK in einem Absetzbecken und in der nachgeschalteten geplanten Filtrationsstufe.

2. **Direkte Dosierung von Pulveraktivkohle in der Filterstufe**
   Abtrennung der Kohle über eine geplante Filtrationsstufe.

3. **Filtration über granulierte Aktivkohle**
   Mit GAK gefüllte Festbettadsorber werden der geplanten Filtrationsstufe nachgeschaltet.

4. **Ozonung mit Abwasserfiltration.**
   Kläranlagenablauf wird mit Ozon behandelt und abschließend filtriert.

Die 4. Reinigungsstufe sollte im Ablaufbereich der Kläranlage angeordnet sein und wird daher im Bereich des zu verfüllenden ersten Abwasserteichs mit Filtration und geplanter Ozon- und PAK-Anlagen angeordnet. Die Teilverfüllung ist ohnehin vorgesehen, da in diesem Bereich auch die Errichtung des neuen Nachklärbeckens vorgesehen ist.

8.2 Varianten

8.2.1 Variante 1: Pulveraktivkohle mit Rücklaufkohleführung

8.2.1.1 Allgemeine Verfahrensübersicht

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

Für die Kläranlage Altenberge würde dies bedeuten, dass

- ein Pulverkohlesilo mit Dosiereinheit,
- ein Mischbehälter
- ein Kontaktbehälter,

- ein Pulverkohleabsetzbecken und
- eine Abwasserfilteranlage

im Bereich der verfüllten Teichanlage (ehemals Schönungsteich 1) erstellt werden.

Aus dem Ablauf der Nachklärbecken zu dem Schönungsteich würde ein Zwischenpumpwerk den PAK-Kontaktbehälter beschicken. Die in dem Absetzbecken abgeschiedene Pulverkohle wird teilweise in die Kontaktbecken zurückgeführt und der Überschuss mit dem Schlammwasserablauf der Filtration in den Zulauf der Kläranlage zurückgegeben. Die mit Mikroschadstoffen beladene PAK (18 kg/d, 6 t/a) würde mit dem Schlamm der Kläranlage beseitigt.

In der Filtration erfolgt dann eine Reduzierung der abfiltrierbaren Stoffe. Dabei wird auch die nicht sedimentierte Pulveraktivkohle aufgefangen.

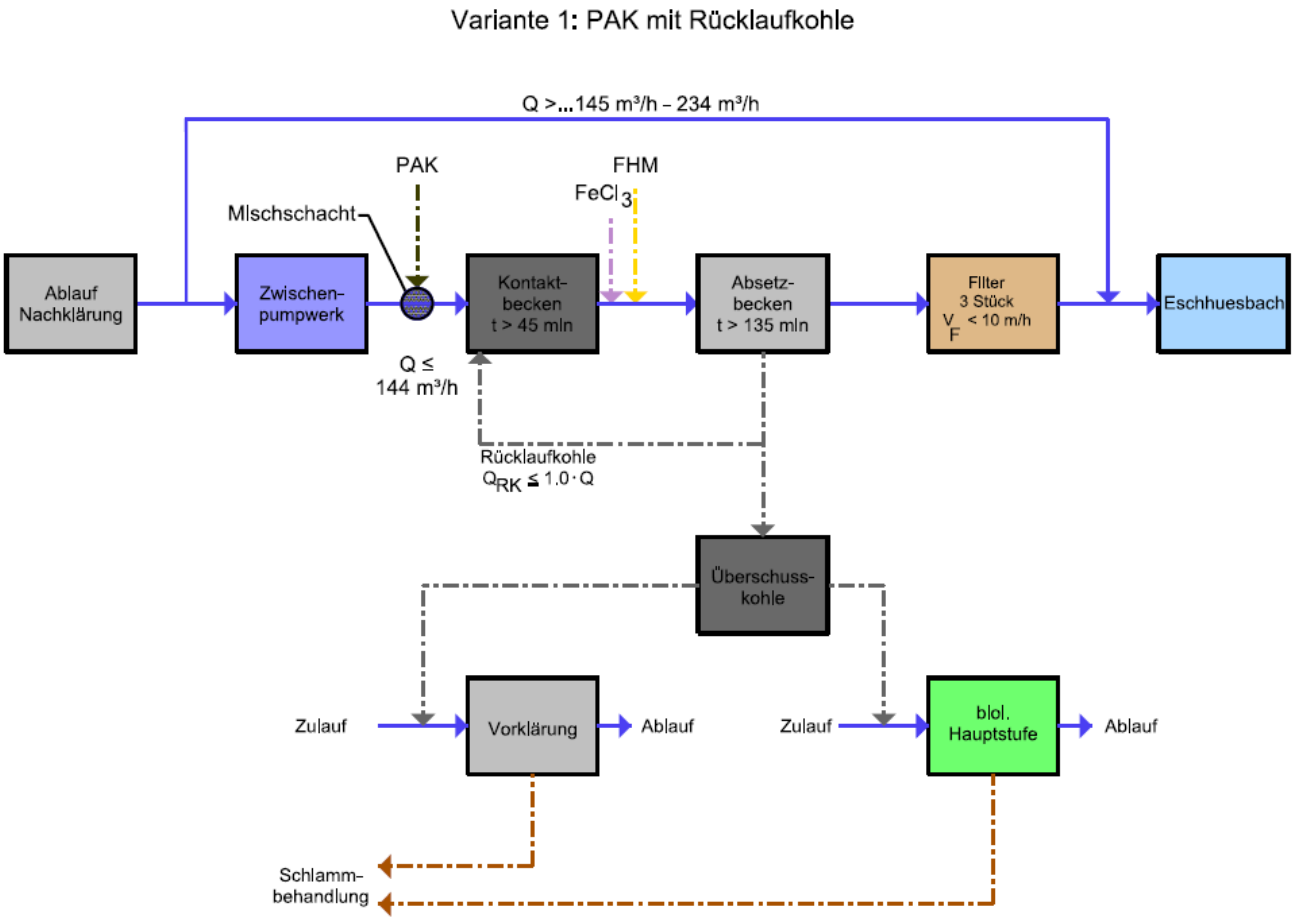


Bild 25: Blockschema Variante 1: PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle

Erfahrungen aus Baden-Württemberg (Mannheim und Sindelfingen) zeigen, dass die Suspensabelastung des Filters zurückgeht, da durch den Einsatz von Flockungs- und Flockungshilfsmittel ein Teil der Partikel schon im Absetzbecken abgeschieden wird und nicht auf die Filtration gelangt. Dies bedeutet eine Erhöhung der Betriebssicherheit der Anlage im Hinblick auf den Suspensarückhalt.

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

8.2.1.2 Ausführung und Vorbemessung

Für diese Variante sind

- ein Pulveraktivkohlesilo rd. 10 m³ mit Dosiereinheit (Füllung 2x pro Jahr),
- ein Misch- und Verteilerschacht,
- Kontaktbecken mit V_{ges} = 108 m³
- eine Flockmitteldosier- und Lagerstation,
- ein Absetzbecken mit 12 m Durchmesser (424 m³) und
- eine Filteranlage für den Kohle- und AFS-Rückhalt

erforderlich.

Der Misch- und Verteilerschacht sowie die Kontaktbecken werden mit Rührwerken ausgestattet. Das Absetzbecken wird mit einem Rundräumer ausgerüstet.

Das Beschickungspumpwerk kann auch hinter dem Absetzbecken angeordnet werden, sodass nur die Filteranlage mittels Pumpwerk zu beschicken ist. Alternativ dazu kann auch ein relativ klein zu bemessenes Schneckenpumpwerk das Kontakt- und Absetzbecken beschicken und damit kostengünstig gleichzeitig die Funktion des Abschlagsbauwerkes übernehmen.

An der Beckenperipherie wird ein Schacht für die Rücklaufkohlepumpe angeordnet. Diese fördert die Rücklaufkohle wieder in den Mischschacht vor den Kontaktbehältern zurück. Die Überschusskohle wird über eine weitere Pumpe aus der Rücklaufkohleleitung entnommen und über die Schlammwasserleitung der Filtration in das Zulaufpumpwerk der Kläranlage geleitet und mit dem Primärschlamm im Vorklärbecken abgeschieden.

Das Treibwasser (3 bis 5 m³/h) für die PAK-Dosierung wird über eine gesonderte Pumpe aus dem Filtratwasserspeicher entnommen. Alternativ ist für den Fall der Nutzung eines kontinuierlich gespülten Filters ohne Filtratwasserspeicher eine Entnahme des Treibwassers aus dem Betriebswassernetz oder der Ablauf der Filteranlage möglich.

Die Aufbereitungsanlage für das Flockungshilfsmittel kann zusammen mit den Spülwasserpumpen in einem neu zu errichtenden Gebäude neben der Filtration untergebracht werden. Die Filtration muss über eine Dosieranlage für Fäll- bzw. Flockungsmittel verfügen. Als Lagertank und Abfüllplatz für das Fällmittel kann die vorhandene Fällmitteldosierstation an der Belebung genutzt werden.

Die nachfolgende Lageplandarstellung zeigt die Anordnung von drei Filtereinheiten mit kontinuierlicher Rückspülung.

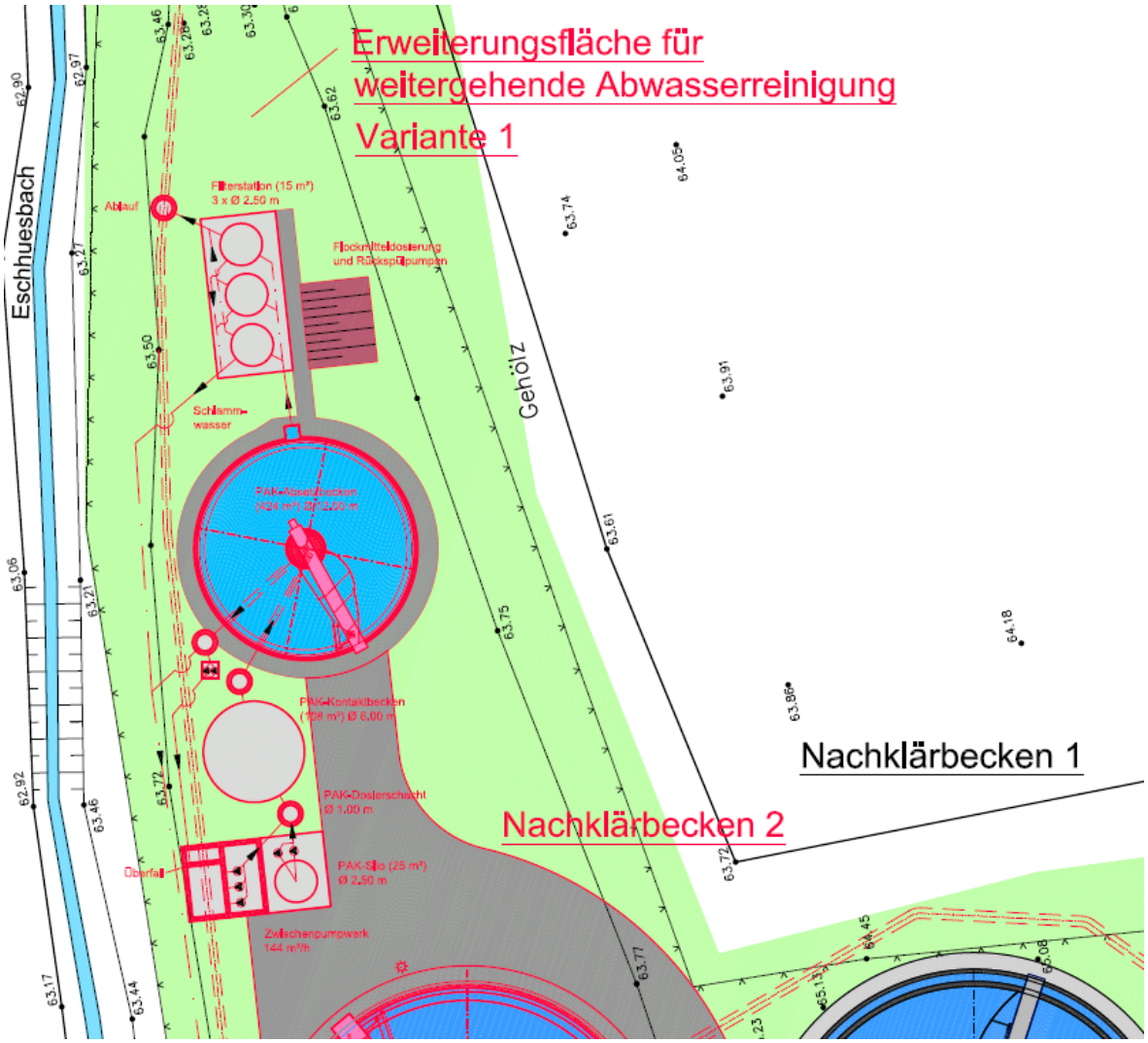


Bild 26: Lageplanausschnitt Variante 1: PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle

8.2.2 Variante 2: Pulveraktivkohle-Dosierung in die Filteranlage

8.2.2.1 Allgemeine Verfahrensübersicht

Diese Variante entspricht dem im Kapitel 7.2.2.1 beschriebenen Verfahren, wie es in Wuppertal-Buchenhofen umgesetzt wurde. Während in Wuppertal nur der Filterüberstau als Kontaktraum zwischen Aktivkohle und Abwasser genutzt wird, würden in Altenberge zusätzlich ein Misch- und Dosierschacht sowie das Kontaktbecken dafür genutzt werden.

Die komplette Abtrennung der Aktivkohle erfolgt über die Filtration. Damit wird auch die zurückgehaltene Pulverkohle über den Schlammwasserspeicher aus der Filtration in den Zulauf der Kläranlage zurückgeführt.

Gegenüber der Variante 1 ist eine höhere Dosierkonzentration erforderlich (20 mg PAK/l statt 10 mg/l), da die Rückführung der Kohle nicht in das Kontaktbecken sondern im Bereich des Sandfangs erfolgt, wo ein Großteil der Kohle mit abgeschieden wird.

Der Einsatz von Me-Salzen (Fäll- und Flockungsmittel) ist in jedem Fall notwendig, um einen Durchbruch der Kohle durch die Filter zu verhindern. In Wuppertal war die Dosierung von Flockungshilfs-

mitteln nicht notwendig. Die Filtration wird damit höher belastet. Dies kann zu einer Verkürzung der Rückspülintervalle führen. In den Versuchen in Wuppertal war eine tägliche Rückspülung weiterhin ausreichend. Hinsichtlich der Betriebssicherheit ist die höhere Feststoffbelastung der Filtration gegenüber den anderen Varianten als Nachteil anzusehen.

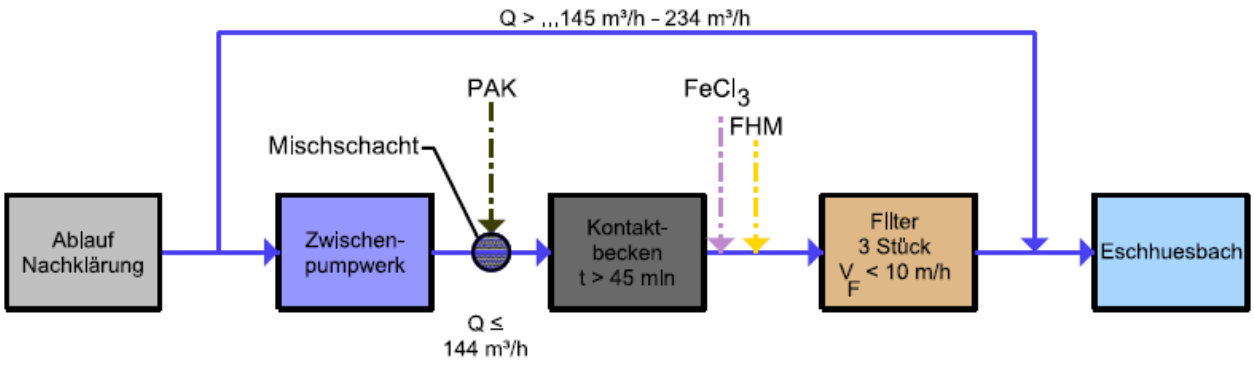


Bild 27: Blockschema Variante 2: PAK-Dosierung

Setzt man die Auslegungskonzentration für Nachklärbecken nach ATV/DWA-A 131 [44] von max. 20 mg/l abfiltrierbare Stoffe (AFS) im Ablauf an, so wird bei einer Pulverkohledosierung von 20 mg/l in Abhängigkeit der Tageswassermenge eine Raumbeladung gemäß Diagramm 3 erreicht.

In Abhängigkeit der Beschickungswassermenge wird der AFS-Gehalt im Ablauf der Nachklärbecken innerhalb der betrieblichen Mittelwerte und maximalen zulässigen Bemessungswerte gestaffelt angesetzt.

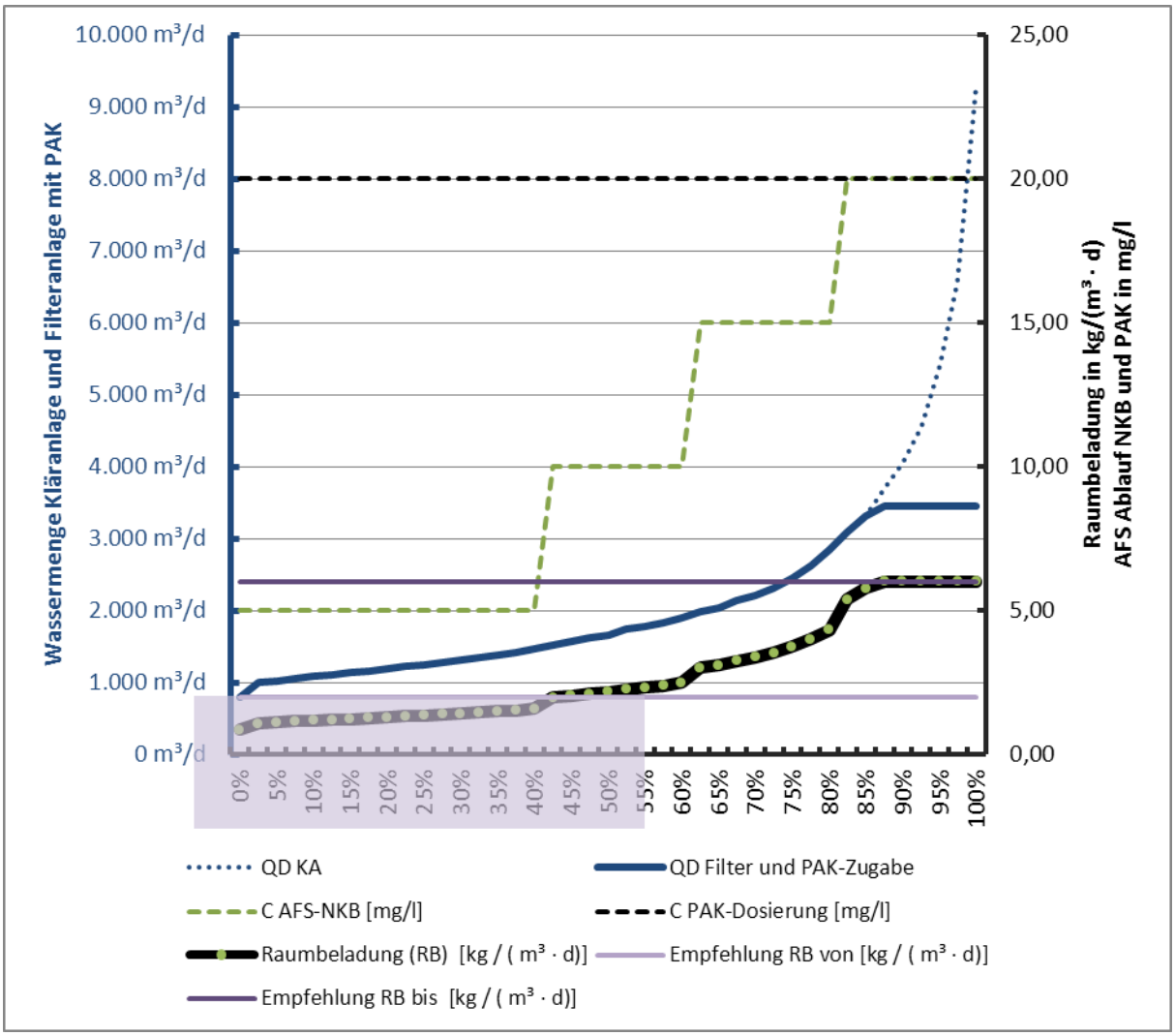


Diagramm 3: Filterbettbeladung in Abhängigkeit der Wassermenge

Die erreichte Filterbettbeladung liegt bis zu 55% der Jahrestage im Bereich der Empfehlung von Meyer (1979) mit 2,0 bis 3,0 kg TS/(m³·d). In der Tabelle 12 in [21] werden maximale Flächen- bzw. Raumbeladungen von 2 bis 10 kg TS/(m²·d) bzw. 2 bis 6 kg TS/(m³·d) von sieben Autoren genannt.

Eine zweite Spülung pro Tag kann durch diese Verfahrensweise also zeitweilig erforderlich werden.

8.2.2.2 Ausführung und Vorbemessung

Die bautechnischen Unterschiede sind im Vergleich zur Variante 1 für Variante 2 gering (es entfallen das Absetzbecken und die Rücklaufkohleführung). Statt im Absetzbecken wird die beladene Pulverkohle im Filter mit dem Schlammwasser bei der Spülung der Filter beseitigt und zum Kläranlagenzulauf in den Sandfang gefördert.

Die beiden Kontaktbecken werden aus dem Mischschacht beschickt. Mit ihrem Volumen von insgesamt ca. 108 m³ ergibt sich eine Aufenthaltszeit von rund 45 min.

Für die PAK ist ein Silo mit einem Inhalt von 40 m³ und mit Dosiertechnik erforderlich. In einem Schacht wird die Dosierung und Mischung der Pulveraktivkohle mit der erforderlichen Energiedichte durch ein Rührwerk erfolgen. Das Treibwasser (3 bis 5 m³/h) für die PAK-Dosierung wird über eine gesonderte Pumpe aus dem Filtratwasserspeicher entnommen. Alternativ ist eine Entnahme aus dem Betriebswassernetz möglich, wenn die Filteranlage mit kontinuierlicher Spülung (Dynasand) ohne Filtratwasserspeicher geplant wird und die Ablaufwassermenge des Filters nicht ausreichend groß ist.

Die Aufbereitungsanlage für Flockungshilfsmittel kann in einem neuen Gebäude neben der Filtration untergebracht werden. Die Filtration muss über eine Dosieranlage für Flockungsmittel mit Lager verfügen. Das Fällmittel für die Filtration kann aus der vorhandenen Fällmitteldosierstation mit Lagertank und Abfüllplatz versorgt werden.

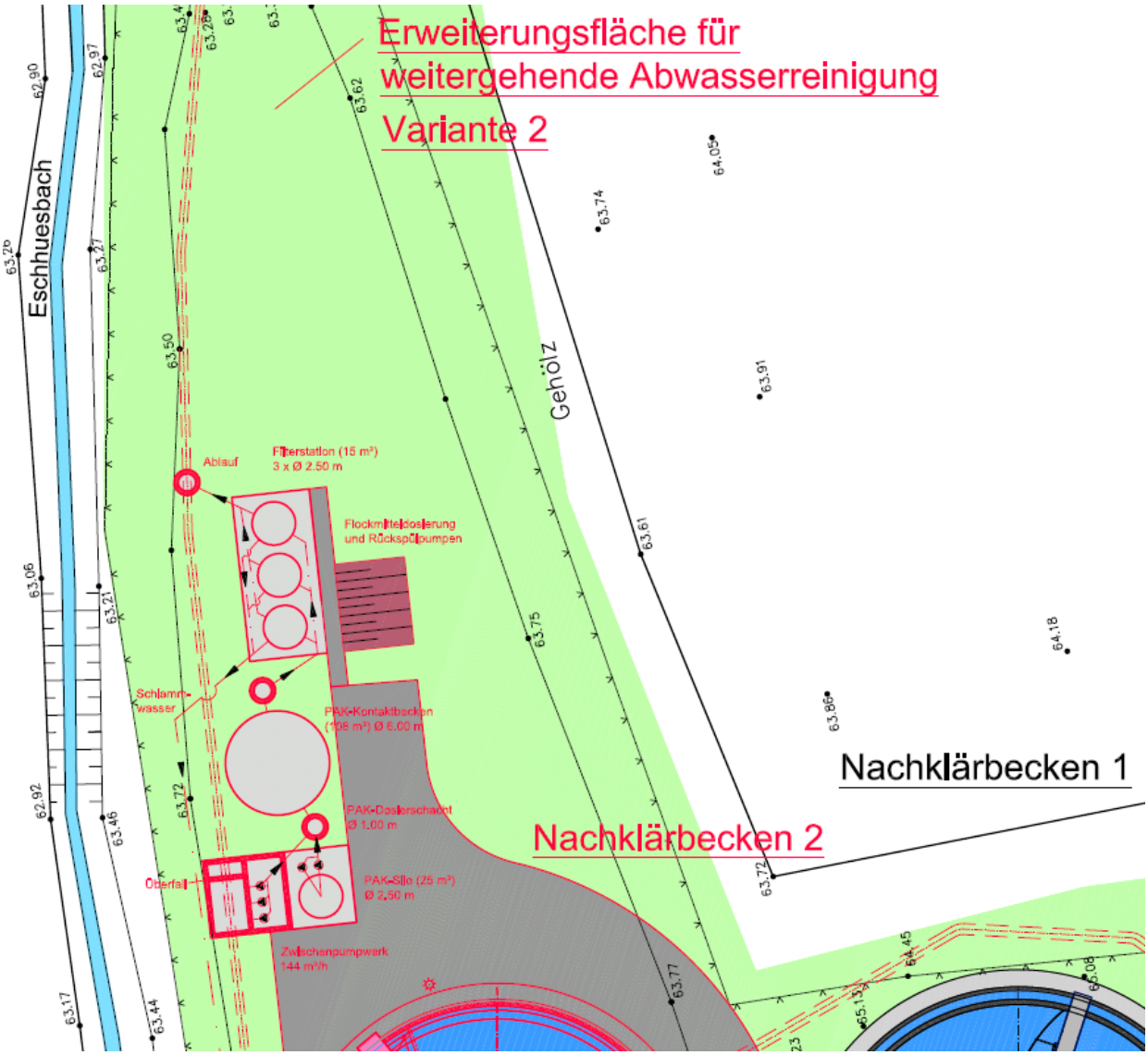


Bild 28: Lageplanausschnitt Variante 2: PAK-Dosierung

8.2.3 Variante 3: Nachgeschalte Filtration über granulierte Aktivkohle

8.2.3.1 Allgemeine Verfahrensübersicht

Die Aktivkohlefilter werden der vorgesehenen Filtration nachgeschaltet. Der Suspensarückhalt erfolgt damit in der Mehrschichtfiltration, und ein Teilstrom des partikelarmen Abwassers wird über die GAK-Filter geführt. Wie im Kapitel 7.2 dargestellt, ist mit höheren Standzeiten der Kornkohle zu rechnen, wenn die Konkurrenz um die Adsorptionsplätze zwischen den Spurenstoffen und dem Rest-CSB minimiert wird. Im Mehrschichtfilter wird ein Teil des partikulär gebundenen CSB zurückgehalten. Die GAK-Filter dienen als „Polizeifilter“ für die Spurenstoffe. Nichtsdestotrotz bietet diese zweistufige Filtration besondere Sicherheit im Hinblick auf den Abschlag von Suspensa in den Vorfluter, wenn z. B. Schlamm aus der Nachklärung abtreibt.

Die Filterstufe wird anhand folgender Bemessungsparameter ausgelegt:

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

Folgende Werte wurden gewählt:

Anzahl Filter:	3 Stück	
Betthöhe GAK:	3,0 m	
Leerbettkontaktzeit (EBCT):	30 min	(20 min bei Filterspülung
Filterfläche gesamt:	24 m²	

Die Stufe kann als Druckfiltration – zumeist in Filterkesseln aus Stahl – oder als offene Filtration realisiert werden. Die Durchmesser betragen in diesem Fall 3,20 m. Alternativ kann eine Ausführung als offener Rechteckfilter aus Beton gewählt werden. Dabei kann der Filterblock zusammen mit der benötigten Spülwasservorlage als ein Bauwerk realisiert werden. Jede Filterkammer weist eine Breite von 2,7 m und eine Länge von 3,0 m auf.

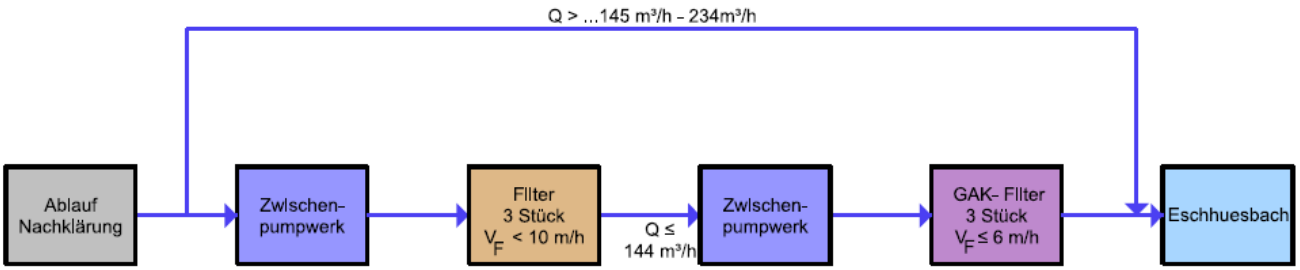


Bild 29: Blockschema Variante 3: Nachgeschaltete GAK-Filtration

Da die GAK-Filter in erster Linie als Adsorber arbeiten und mit partikelarmem Abwasser beaufschlagt werden, kann von einer täglichen Rückspülung abgesehen werden. Die in seltenen Fällen durchzuführenden Rückspülungen sollten bedarfsweise erfolgen. Die Rückspülgeschwindigkeiten für die Kornkohle sind geringer als bei Mehrschichtfiltern.

Sontheimer et al. (1985) [31] nennen folgende Werte:

Spülluftgeschwindigkeit:	25 bis 35	m/h
Spülwassergeschwindigkeit:	60 bis 80	m/h

Die Spülwasserableitung erfolgt bei den Rundfiltern über einen mittig angeordneten Überlauftrichter und bei den Rechteckfiltern über eine Rinne.

8.2.3.2 Ausführung und Bemessung

Das zusätzliche GAK-Filterbauwerk, besteht aus dem Filterblock mit den drei Rundfiltern (vergleiche Lageplandarstellung) bzw. drei Rechteckfiltern, einem Spülwasserspeicher sowie der Vorlage für die Beschickungspumpen.

Es bietet sich an, die erste Filtereinheit in Form einer Filteranlage mit kontinuierlich gespültem Filterbett auszuführen und die dadurch notwendige Filterhöhe so zu nutzen, dass die nachfolgenden GAK-Filter im Freigefälle durchströmt werden können.

Der Zulauf zu den drei Filtern würde aus einem Quelltopf über Rohrleitungen erfolgen, die für eine Gleichverteilung des Zulaufs auf alle in Betrieb befindlichen Filterkammern sorgen.

Das Filtrat der Adsorptionsstufe wird in einer Spülwasservorlage gespeichert, der unterhalb des Filterkörpers angeordnet werden kann. Der Überlauf des Spülwasserspeichers wird über eine weitere Rohrleitung an die Ablaufleitung der Filtration angebunden.

Das Spülabwasser der GAK-Filtration wird über eine Leitung direkt in das Zulaufpumpwerk der Filteranlagen zurückgeleitet. Von hier kann eine Entnahme über den Schlammwasserkreislauf der Sandfilteranlage erfolgen.

Die Rückspülpumpen, Spülluftgebläse, Schaltanlage und Flockmitteldosierstation können in einen Gebäude neben den beiden Filtrationen untergebracht werden.

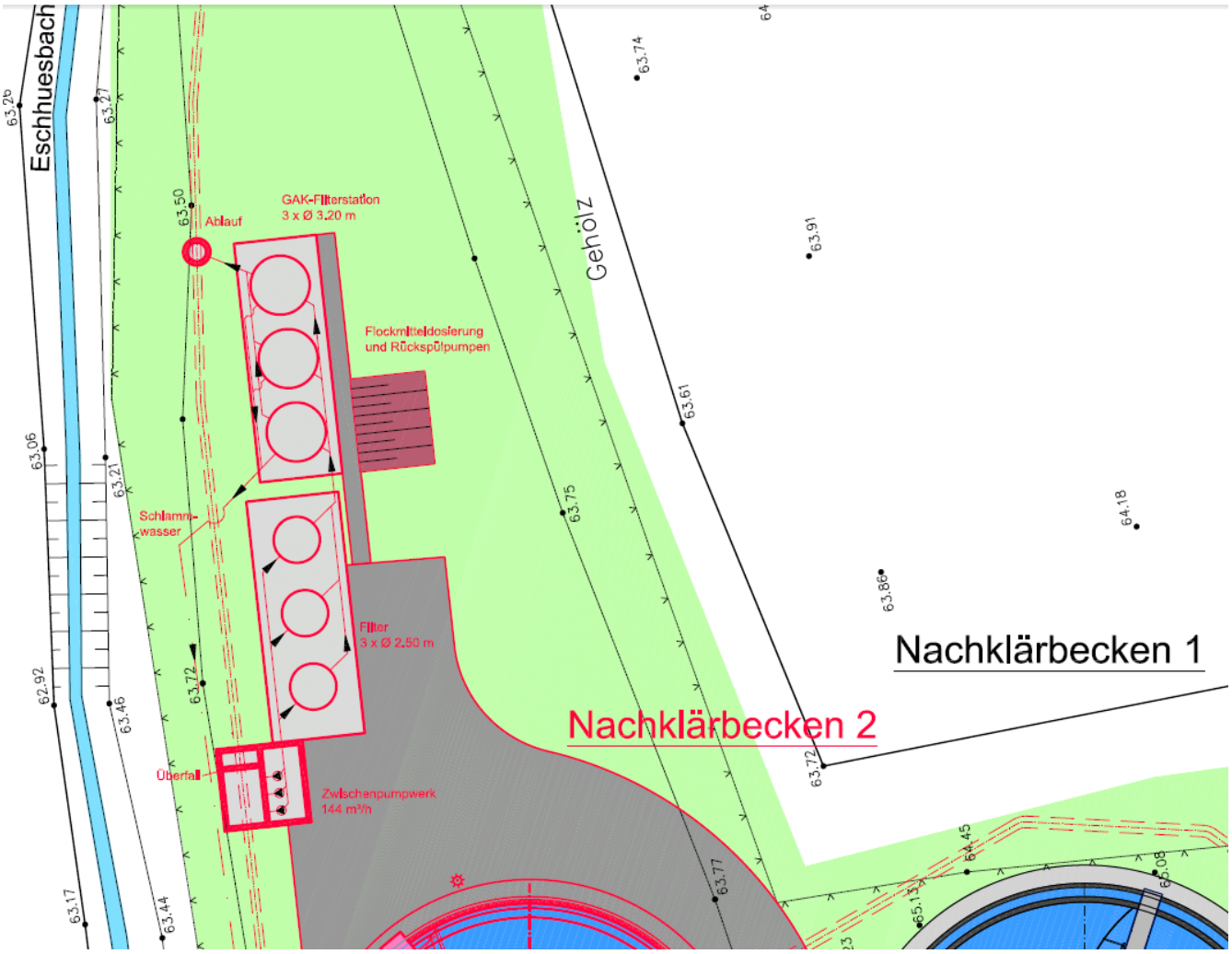


Bild 30: Lageplanausschnitt Variante 3: Nachgeschaltete GAK-Filtration

8.2.4 Variante 4: Ozonung mit Filtration

8.2.4.1 Allgemeine Verfahrensübersicht

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

Zu berücksichtigen ist, dass durch den Einsatz von Ozon Oxidationsprodukte gebildet werden können, die toxisch sind. Daher wird empfohlen, eine biologisch arbeitende Stufe der Ozonung nachzuschalten. Dies kann eine Filtration sein, wie Abegglen et al. (2009) [41] in einem großtechnischen Versuch auf der ARA Regensdorf nachweisen konnte. Im Filter erfolgt der Abbau eventuell toxikologisch bedenklicher Stoffe auf biologischem Wege. Dieses Vorgehen ist bei der Trinkwasseraufbereitung seit Jahren Standard (Beispiel: Düsseldorfer Verfahren). Die Ozonierung wird daher vor der geplanten Filtration angeordnet.

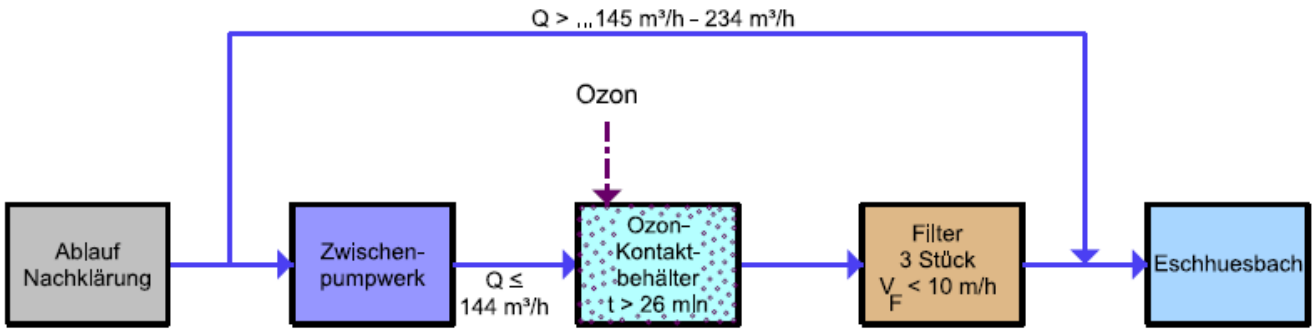


Bild 31: Blockschema Variante 4: Ozonung

Die Ozonung wird anhand folgender Bemessungsparameter ausgelegt:

Ozondosis:	2 bis 10	g/m³
Kontaktzeit im Reaktionsbehälter:	10 bis 30	min

Folgende Werte wurden gewählt:

Anzahl Kontaktbehälter:	2	Stück
Wassertiefe Kontaktbehälter:	5 bis 6	m

Aufgrund der Einblastiefe der Ozonbegasung, der Baugrundverhältnisse und der vorgesehenen vorgeschalteten Filteranlage mittels kontinuierlicher Filterbettspülung empfiehlt es sich die Säulenreaktoren der Ozonbegasung mittels Pumpen zu beschicken und nachfolgend das begaste Abwasser im Freigefälle durch die Filter zu führen.

Für die Berechnung der mittleren Ozondosis wurde vorsorglich anhand der CSB-Konzentrationen im Ablauf der Nachklärung bestimmt. Im Mittel kann hier ein CSB-Wert von 25 mg/l angesetzt werden. Als Verhältnis CSB/DOC wird ein Wert von 3:1 angesetzt. Die großtechnischen Versuche in Regensdorf ([41] [1]) kamen zu dem Ergebnis, dass eine Dosis von 0,62 mg O_3/mg DOC hinsichtlich Wirtschaftlichkeit und Wirkung ein Optimum darstellte. Dieser Wert wurde hier übernommen.

$$c_{O3,a} = 25 \text{ mg CSB/l /l} \cdot 3 \text{ mg DOC / mg CSB/l} \cdot 0{,}62 \text{ mg } O_3\text{/mg DOC} = 5{,}2 \text{ mg } O_3\text{/l}$$

$$\approx \mathbf{6{,}0 \text{ mg } O_3\text{/l}}$$

Das nachfolgende Diagramm 4 trägt die ermittelten CSB-Ablaufkonzentrationen der heutigen Nachklärung sowie die Annahme für die zukünftige Verbesserung der Ablaufkonzentration im Ablauf der Sandfilteranlage (rote Linie) auf. Hierbei wurde eine CSB-Elimination von 1 mg CSB/mg AFS und eine Reduktion durch die Fällung/Flockung um 3 mg/l vorausgesetzt.

Mit der oben angenommenen O_3-Konzentration ergibt sich damit eine täglicher Bedarf von 20 bis 35 kg O_3/d entsprechend ca. 850 bis 1.500 g O_3/h.

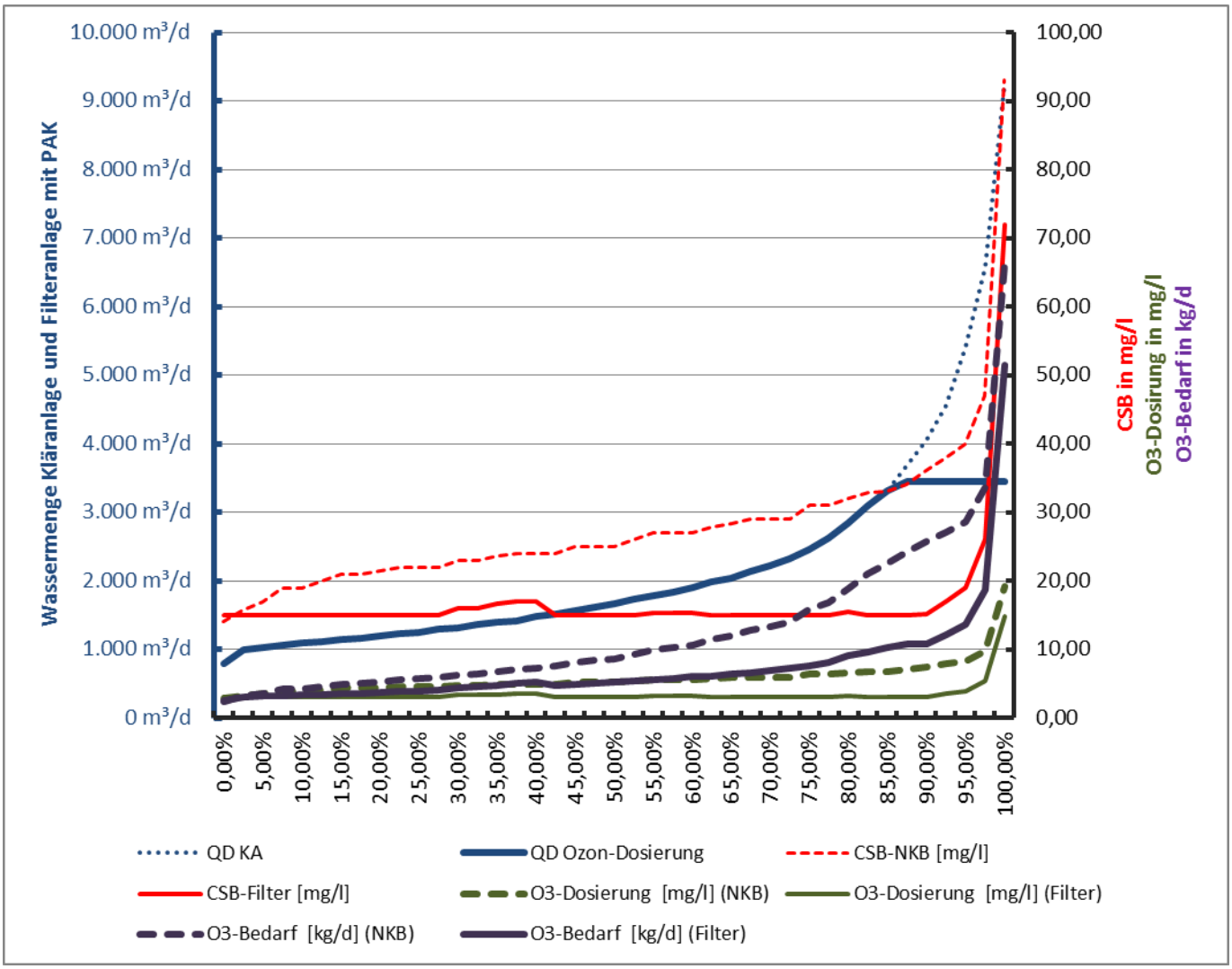


Diagramm 4: Ozondosierung in Abhängigkeit der CSB-Konzentration

8.2.4.2 Ausführung und Bemessung

Die Ozon-Erzeugungs-Anlage wird in einem Container untergebracht und für eine Leistung von 1.500 g/h bemessen. Als Prozessgas ist flüssiger Sauerstoff vorgesehen. Die Kühlung erfolgt über einen Nass/Nass-Wärmetauscher, der ebenfalls im Container untergebracht ist. Das benötigte Kühlwasser im Sekundärkreislauf wird über zwei Pumpen (eine Reserve) aus dem Filtratwasserablauf bereitgestellt.

Der Ozoneintrag kann über eine Teilstrombegasung mit Injektoren erfolgen oder über Diffusoren direkt in das Abwasser. Im konkreten Fall wird der Eintrag über Diffusoren gewählt, da er verfahrenstechnisch einfacher zu realisieren ist, da kein weiterer Kreislauf mit Pumpen erforderlich wird.

Die Ozon-Kontaktreaktoren werden zweistraßig als Betonbauwerk hinter dem Pumpwerkangeordnet. Die Behälter verfügen über keine Einbauten, außer einer unterströmten Tauchwand im letzten Drittel des Behälters. Dieser Bereich dient als Entspannungszone. Untersuchungen von Herbst et al. [45] zeigten, dass weitere Einbauten (Leitwände) die Effizienz nicht nachhaltig verbessern. Eine alternativ mögliche Ausführung mittels sogenannter Säulenreaktoren die häufig im Gegenstrom durchflossen werden ist durch die Aneinanderreihung von mehreren Säulen gekennzeichnet.

Die Restozonvernichtung erfolgt thermisch/katalytisch.

Die hydraulische Anbindung der Ozonstufe erfolgt über das Zwischenhebewerk der Filtration, wie auch bei den Varianten 1 und 2.

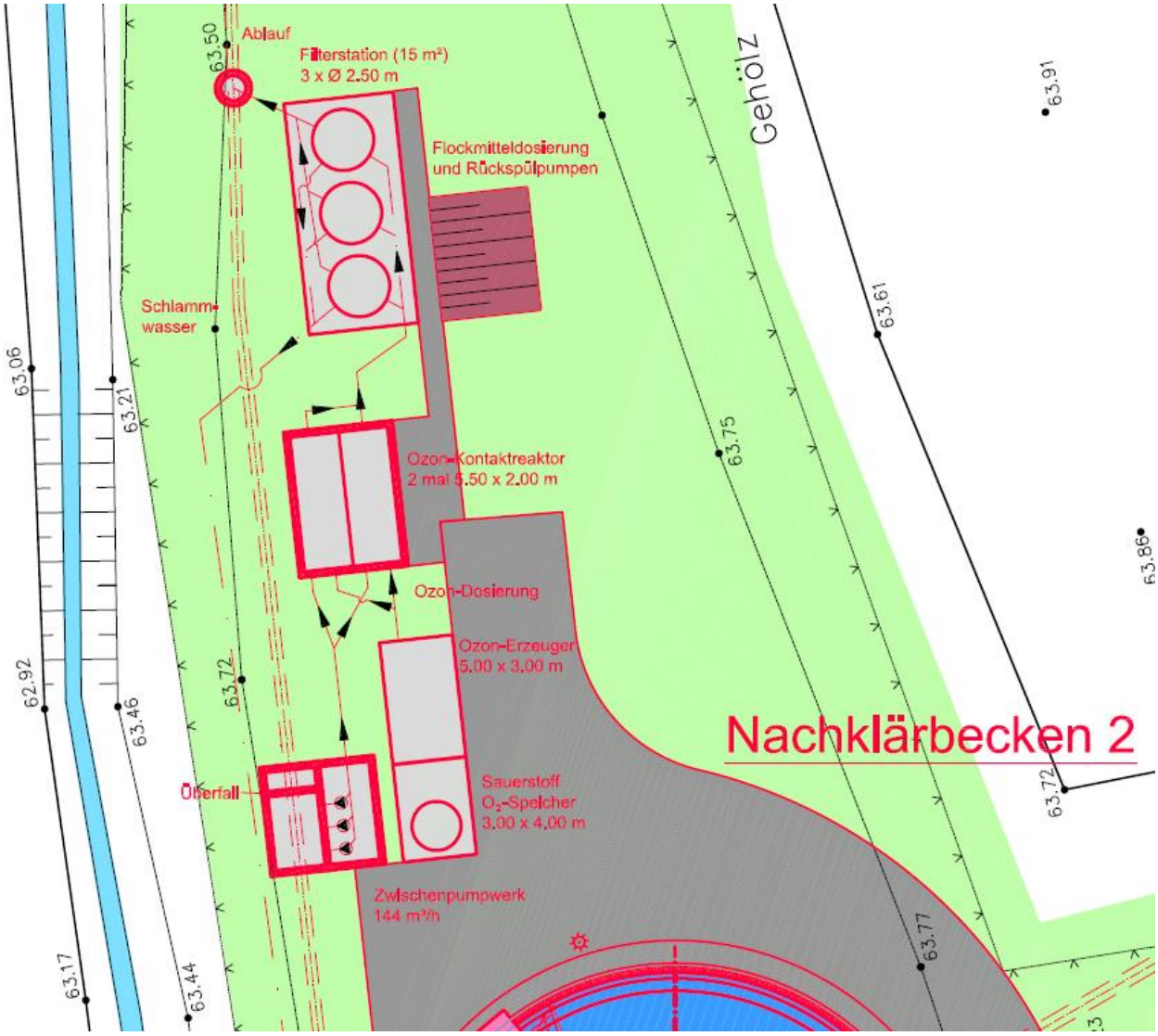


Bild 32: Lageplanausschnitt Variante 4: Ozonung

9 Kosten

9.1 Allgemein

Die Wirtschaftlichkeit der vier betrachteten Varianten wird anhand der Investitions- (Anlage 3) und Betriebskostenschätzung (Anlage 4) ermittelt. Anhand der Jahreskosten (Anlage 4) wurden die Varianten verglichen. In einer Sensitivitätsanalyse wird der Einfluss einzelner Kostengruppen und betrieblicher Einstellungen auf die Jahreskosten betrachtet.

9.2 Investitionskosten

Anhand der in Anlage 3 beigefügten Kostenzusammenstellung wurde auf der Grundlage der Bemessungen und Auslegungen sowie der zeichnerischen Darstellung der Varianten für die betrachteten Lösungen die Investitionskosten, unterteilt in die Kostengruppen Bau-, Maschinen- und EMSR-Technik, ermittelt.

Grundlage der eingesetzten Preise waren aktuelle Ausschreibungsergebnisse in vergleichbaren Projekten sowie Richtpreisangebote von Herstellern.

Als Baunebenkosten wurden 20 % der Netto-Investitionssumme angesetzt.

Da alle Varianten von einer verbesserten Wirkung der Mehrschichtfiltration profitieren, wurde der Neubau einer Filtration für 40 l/s (15 m² Filterfläche) in allen Varianten bei den Investitionskosten berücksichtigt.

In nachfolgender Tabelle sind die Investitionskosten zusammengestellt.

Tabelle 7: Investitionskosten für die Varianten 1 bis 4

Pos.-Nr	Text	Variante 1 PAK m. Rücklaufk.	Variante 2 PAK-Dosierung	Variante 3 GAK-Filtration	Variante 4 Ozonung
1	Bautechnik	444.000 €	211.000 €	515.000 €	345.000 €
2	Maschinentechnik	599.000 €	507.000 €	553.450 €	704.000 €
3	EMSR-Technik	180.000 €	153.000 €	194.000 €	247.000 €
Summe Herstellungskosten, netto		**1.223.000 €**	**871.000 €**	**1.262.450 €**	**1.296.000 €**
Nebenkosten (Ing.-Honoare, Prüfgebühr, us		245.000 €	174.000 €	253.000 €	259.200 €
Summe Baukosten, netto		**1.468.000 €**	**1.045.000 €**	**1.515.450 €**	**1.555.200 €**
Mehrwertsteuer		279.000 €	199.000 €	288.000 €	295.000 €
Summe Baukosten, brutto		**1.747.000 €**	**1.244.000 €**	**1.803.450 €**	**1.850.200 €**
Anteil		**140%**	**100%**	**145%**	**149%**

Die Investitionskosten sind für Variante 2 (PAK-Dosierung) am günstigsten. Die drei anderen Varianten liegen alle auf einem vergleichbaren Niveau.

9.3 Betriebskosten

Für die Berechnung der Betriebskosten wurden folgende Werte zu Grunde gelegt:

Elektrische Energie	0,17 €/kWh	(gemäß Abrechnung Kläranlage netto)
Sauerstoff inkl. Tankmiete	0,25 €/kg	netto
Entsorgung Schlamm	51,5 €/ Mg TS	netto

Weitere Werte wurden wie folgt angenommen:

Personal	40.000 €/Mannjahre	netto
Pulveraktivkohle	1.400 €/Mg	netto
Granulierte Aktivkohle	1.250 €/Mg	netto

Flockungshilfsmittel 3.500 €/ Mg Wirkstoff netto

Der Energieverbrauch wurde auf der Basis der erforderlichen Pumpen, Rührwerke, Räumer und Ozonierungsaggregate nach einer Studie des Landes NRW [23] berechnet.

Die Kosten für die Aktivkohlen entstammen aus aktuellen Ausschreibungsergebnissen (PAK) oder aus großtechnischen Betriebsversuchen (GAK). Derzeit sind Preise von 1.300 €/Mg, netto noch gängig. Eine Steigerung des Preises für Aktivkohle wird erwartet, daher wird für die Berechnung ein Preis von 1.400 €/Mg, netto angesetzt. Für die GAK wurde mit einer Schüttdichte von 400 kg/m³ gerechnet. Kohlen mit diesen Schüttdichten wurde auch bei den Versuchen in Düren (Bornemann et al. 2012, [34]) eingesetzt. Bei den Versuchen im KW „Obere Lutter“ wurde eine Kohle auf Braunkohlenbasis mit einer Schüttdichte von 300 kg/m³ [37] eingesetzt. Die Unterschiede in der Dichte haben erheblichen Einfluss auf die Verbrauchskosten. Bezogen auf das Volumen in anderen Projekten lagen die Kosten zwischen 450 und 500 €/m³ (1.250 €/Mg) Frischkohle, netto. Schröder und Grömping [46] geben Werte zwischen 425 und 550 €/m³, netto für Frischkohle an. Mit einem Preis von 500 €/m³ Kohle wird eine Kontrollrechnung durchgeführt.

Für alle verbrauchsgebundene Kosten wurden die mittleren Verbrauchsmengen aus der Bemessung und Auslegung der Varianten herangezogen.

Für die Varianten 1 und 2 ist die Dosierung von Flockungs- bzw. Fällmitteln (Me-Salzen) notwendig. In Summe ist jedoch keine zusätzliche Menge notwendig, da die Dosierung der Fällmittel von der Belebung (Simultanfällung) in die Adsorptionsstufe verlagert wird. Insgesamt ergeben sich damit keine erhöhten Kosten für den Einsatz von Me-Salzen als Fäll- und Flockungsmittel.

Wie die Anlage in Sindelfingen zeigt, ist mit einem Mehranfall an Schlamm zu rechnen. Zum einen ist dies die dosierte Pulverkohle. Zum anderen ist dies Schlamm, der aus den zusätzlich gefällten Stoffen (Phosphor, CSB, u. ä.) gebildet wird. Hierfür wurde in der Betriebskostenermittlung ein Ansatz von 2,5 kg TS je kg Fe gewählt.

Bei Variante 1 ist in jedem Fall der Einsatz von Flockungshilfsmitteln notwendig, bei Variante 2 gegebenenfalls. Es wurden spezifische Kosten von 3.500 €/Mg Wirkstoff angesetzt. Bei Einsatzmengen von 0,13 Mg/a ergeben sich daraus Verbrauchskosten von 453 €, netto.

Weitere Werte sind der Betriebskostenberechnung in Anlage 4 zu entnehmen.

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

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

Die ermittelten Kosten sind in Tabelle 8 zusammengefasst. Die betriebsgebundenen Kosten beinhalten Personal- und Wartungs-/Instandhaltungskosten. Die verbrauchsgebundenen Kosten setzen sich aus den Energie-, den Chemikalien- und den Schlammentsorgungskosten zusammen.

Tabelle 8: Betriebskosten für die Varianten 1 bis 4

Pos. Nr.	Text Kostenart	Variante 1 PAK m. Rücklaufk.	Variante 2 PAK-Dosierung	Variante 3 GAK-Filtration	Variante 4 Ozonung
B1	Personal	26.000 €/a	24.000 €/a	20.000 €/a	20.000 €/a
B2	Wartung	45.000 €/a	31.000 €/a	45.000 €/a	52.000 €/a
C1	Energie	9.000 €/a	9.000 €/a	11.000 €/a	14.000 €/a
C2	PAK /GAK	11.000 €/a	22.000 €/a	39.000 €/a	0 €/a
C3	Fällmittel / Flockungshilfsmittel[1)]	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a
C4	Sauerstoff	0 €/a	0 €/a	0 €/a	12.000 €/a
C5	Zusatzkosten Schlammentsorgung	3.000 €/a	4.000 €/a	0 €/a	0 €/a
	Summe Betriebskosten, brutto	**94.000 €/a**	**90.000 €/a**	**115.000 €/a**	**98.000 €/a**
Relative Kosten zu Minimalkosten		**104%**	**100%**	**128%**	**109%**

1) Kosten entsprechen den Fällmitteleinsparungen in der Belebung

Die Betriebskosten liegen für die Varianten 1, 2 und 4 auf einem vergleichbaren Niveau von rund 100.000 bis 112.000 €/a, brutto. Bei Einsatz von GAK liegen die Kosten mit ca. 126.000 €/a, brutto etwas höher.

9.4 Jahreskosten

Die Jahreskosten wurden anhand folgender Vorgaben nach [47] berechnet:

Nutzungsdauer Bautechnik	40	a
Nutzungsdauer Maschinentechnik	20	a
Nutzungsdauer EMSR-Technik	10	a
Zinssatz	3	%

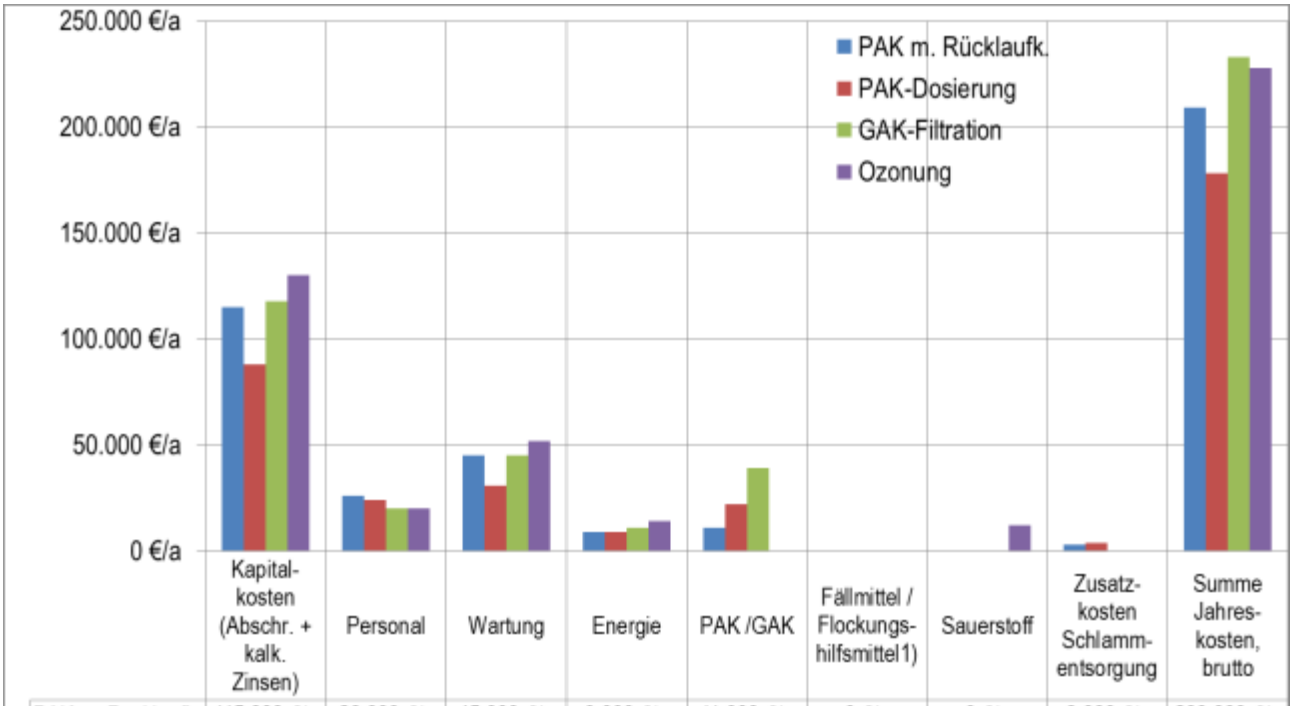
Die Ergebnisse der Jahreskosten sind in Tabelle 9 für die Varianten 1 bis 4 zusammengestellt und in Bild 33 grafisch veranschaulicht.

Tabelle 9: Jahreskosten für die Varianten 1 bis 4

Pos. Nr.	Text Kostenart	Variante 1 PAK m. Rücklaufk.	Variante 2 PAK-Dosierung	Variante 3 GAK-Filtration	Variante 4 Ozonung
A	Kapitalkosten (Abschr. + kalk. Zinsen)	115.000 €/a	88.000 €/a	118.000 €/a	130.000 €/a
B1	Personal	26.000 €/a	24.000 €/a	20.000 €/a	20.000 €/a
B2	Wartung	45.000 €/a	31.000 €/a	45.000 €/a	52.000 €/a
C1	Energie	9.000 €/a	9.000 €/a	11.000 €/a	14.000 €/a
C2	PAK /GAK	11.000 €/a	22.000 €/a	39.000 €/a	0 €/a
C3	Fällmittel / Flockungshilfsmittel [1)]	0 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a
C4	Sauerstoff	0 €/a	0 €/a	0 €/a	12.000 €/a
C5	Zusatzkosten Schlammentsorgung	3.000 €/a	4.000 €/a	0 €/a	0 €/a
	Summe Jahreskosten, brutto	**209.000 €/a**	**178.000 €/a**	**233.000 €/a**	**228.000 €/a**
Relative Kosten zu Minimalkosten		**117%**	**100%**	**131%**	**128%**

1) Kosten entsprechen den Fällmitteleinsparungen in der Belebung

Die direkte Zugabe der Pulveraktivkohle in die Filteranlage (Variante 2) ist mit rund 178.000 €/a die günstigste Variante. Die Filtration mittels nachgeschalteter Kornkohlefilter (Variante 3) und die Ozonierung des Abwassers vor einer Sandfiltration (Variante 4) sind mit 233.000 €/a bzw. 228.000 €/a am teuersten. Die Variante 1 mit Aktivkohledosierung und Sedimentationsbecken und nachfolgender Filteranlage liegt mit 209.000 €/a im Mittelfeld.



	Kapital-kosten (Abschr. + kalk. Zinsen)	Personal	Wartung	Energie	PAK /GAK	Fällmittel / Flockungs-hilfsmittel 1)	Sauerstoff	Zusatz-kosten Schlamm-entsorgung	Summe Jahres-kosten, brutto
PAK m. Rücklaufk.	115.000 €/a	26.000 €/a	45.000 €/a	9.000 €/a	11.000 €/a	0 €/a	0 €/a	3.000 €/a	209.000 €/a
PAK-Dosierung	88.000 €/a	24.000 €/a	31.000 €/a	9.000 €/a	22.000 €/a	0 €/a	0 €/a	4.000 €/a	178.000 €/a
GAK-Filtration	118.000 €/a	20.000 €/a	45.000 €/a	11.000 €/a	39.000 €/a	0 €/a	0 €/a	0 €/a	233.000 €/a
Ozonung	130.000 €/a	20.000 €/a	52.000 €/a	14.000 €/a	0 €/a	0 €/a	12.000 €/a	0 €/a	228.000 €/a

Bild 33: Jahreskostenanteile für die 4 Varianten der 4. Reinigungsstufe

9.5 Sensitivitätsanalyse

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

- Steigerung der Energiekosten (elektrisch) um 20 % auf 0,24 €/kWh, brutto,
- Steigerung Bezugskosten für Aktivkohle und Flüssigsauerstoff um 10 %,
- Reduzierung Dosierung Pulverkohle und Ozon um 20 %
- Erhöhung Filterstandzeit GAK Filter um 20 % (Bettvolumen).

In der Tabelle 10 sind die Auswirkungen o. a. Veränderungen der Eingangsdaten auf die Jahreskosten dargestellt.

Tabelle 10: Auswirkungen von Kostensteigerungen und Betriebsmitteleinsparungen auf die Jahreskosten

					Jahreskostensummen, brutto in €/a			
	Sensivitätsparameter	**statt**	**geändert**		Variante 1 PAK mit RLK	Variante 2 PAK	Variante 3 GAK-Filtr.	Variante 4 Ozonung
Nr.	**Ausgangswerte**	100%	um	auf	**209.000**	**178.000**	**233.000**	**228.000**
1.	Steigerung E-Preis elektr. Energie um	0,20 €/kWh	20%	0,24 €/kWh	211.000	180.000	235.000	231.000
2.	Steigerung Bezugskosten PAK	1.666 €/t	10%	1.833 €/t	210.000	180.000		
3.	Steigerung Bezugskosten GAK	1.488 €/t	10%	1.637 €/t			236.000	
4.	Steigerung Sauerstoffkosten	0,30 €/kg	10%	0,33 €/kg				229.000
5.	Reduzierung Dosierung Ozon /Sauerstoff um	39 t/a	20%	31 t/a				216.000
6.	Reduzierung Dosierung PAK um	6,5 t/a	20%	5,0 t/a	206.000			
		13 t/a	20%	10 t/a		172.000		
7.	Erhöhung Filterstandzeit GAK-Filter um	26 t/a	20%	21 t/a			225.000	

Hinweis: In der Tabelle sind die geänderten Kosten und Betriebsmitteleinsparungen in Zeilen 1. bis 7 rot dargestellt.

Die Steigerung des Bezugspreises für elektrische Energie um 20 % (siehe Tabelle 10, Nr. 1.) führt auch bei der energieintensivsten Variante 4 (Ozonung) nur zu einer Steigerung der Jahreskosten um ca. 3.000 €, brutto.

Die Steigerung der Bezugskosten um 10 % für die Aktivkohlen (siehe Tabelle 10, Nr. 2.-3.) steigert die Betriebskosten der GAK-Filtration um 3.000 €, brutto, der PAK-Dosierung (Variante 2) um 1.000 €, brutto.

Die Steigerung der Bezugskosten für den Sauerstoff um 10% (siehe Tabelle 10, Nr. 4.) führt zu einer Verteuerung der Ozonung um 1.000 €/a.

Die Verringerung der Dosiermengen um etwa 20 % (siehe Tabelle 10, Nr. 5 bis 7) hat folgende Einflüsse auf die Jahreskosten:

- Bei der Variante 1 ergeben sich Einsparungen von rund 3.000 €, brutto.
- Bei der Variante 2 (PAK) würden sich Einsparungen von rund 6.000 €/a.
- Bei der Variante 3 (GAK-Filtration) würden durch die Erhöhung der durchgesetzten Bettvolumina von 10.000 auf 12.000 die Betriebskosten um ca. 8.000 €/a, brutto sinken.
- Bei Variante 4 führt eine um 20% verringerte Ozonzugabe zu Jahreskosteneinsparungen von 12.000 €/a brutto.

Es zeigt sich, dass die Veränderung der Betriebsstoffe PAK, GAK und Ozon großen Einfluss auf die Betriebskosten hat, was im positiven wie im negativen Sinn gilt.

Relativ stabil in Bezug auf die angenommenen Kostensteigerungen verhält sich die Ozonung, obwohl sie den höchsten Energieverbrauch aufweist.

Zu beachten ist, dass die genauen Einsatzmengen nicht exakt vorausgesagt werden können. Sie sind abhängig vom Reinigungsziel, aber auch beispielsweise von der CSB-Fraktion im Ablauf der Nachklärung. Eine Erfolgskontrolle, d.h. die Überwachung der Abbauleistungen durch wenige Leitparameter kann Betriebskosten durch Anpassung der Dosiermengen an den Bedarf sparen.

In der Relation zu den Kapitalkosten (siehe Bild 33 und Tabelle 9) sind die Einflüsse durch die Veränderung der spezifischen Kosten und /oder der Dosiermengen der Chemikalien als relativ gering zu bezeichnen.

10 Bewertung

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

Tabelle 11: Bewertungsmatrix für die Varianten 1 bis 4

Kriterium	Wichtung	Wertung							
		Var. 1 PAK m. RLK		Var. 2 PAK-Dos.		Var. 3 GAK-Filtration		Var. 4 Ozonung	
		Pkte.	gew.	Pkte.	gew.	Pkte.	gew.	Pkte.	gew.
Jahreskosten	0,40	3	1,20	4	1,60	2	0,80	2	0,80
Reinigungsleistung P_{ges}/CSB (zusätz. Reduk.)	0,16	4	0,64	3	0,48	4	0,64	2	0,32
Bildung Nebenprodukte	0,06	5	0,30	5	0,30	5	0,30	3	0,18
Erfahrungen/Referenzen	0,06	5	0,30	3	0,18	3	0,18	4	0,24
Betriebs- und Wartungsaufwand	0,06	3	0,18	3	0,18	5	0,30	4	0,24
Betriebssicherheit	0,06	4	0,24	3	0,18	5	0,30	4	0,24
Sensitivität Kostensteigerungen	0,14	4	0,56	3	0,42	2	0,28	1	0,14
CO_2-Bilanz	0,06	3	0,18	3	0,18	3	0,18	3	0,18
Summen:	**1,00**	**31**	**3,60**	**27**	**3,52**	**29**	**2,98**	**23**	**2,34**

Anmerkungen: Pkt. = Punkte; gew. = gewichtete Punkte = Wichtung · Punkte
Wertung nach Punkten 1 = ungenügend
(steigende Punkte → bessere Wertung) 5 = sehr gut

Die Jahreskosten werden mit einer Wichtung von 40 % als wichtigstes Entscheidungskriterium eingestuft.

Die jahreskostengünstigste Variante 2 enthält 4 Punkte und die teuerste Variante 3 nur 2 Punkte, ebenso wie Variante 4, die nur geringfügig preiswerter ist. Variante 1 liegt mit 3 Punkten im Mittelfeld der Jahreskosten.

Die Reinigungsleistung Pges und CSB wurde in Altenberge mit 16 % gewichtet. Sehr gute Ergebnisse hat hier die Variante 1 (PAK mit RLK) in Sindelfingen für P_{ges} erzielt. Bei Variante 2 dürften ähnliche Ergebnisse zu erwarten sein, jedoch belastet der zusätzlich gebildete Fällschlamm die Filtration zusätzlich. Gegebenenfalls ist durch GAK als zweite Filterstufe noch ein zusätzlicher Partikelrückhalt zu erwarten; dadurch könnte auch der partikulär gebundene Phosphor reduziert werden.
Bei den Aktivkohlevarianten ist eine Elimination des CSB zwischen ca. 30 % bei den PAK-Varianten und bis zu 45 % bei der GAK-Filtration möglich. Bei der Ozonung ist kein Einfluss auf die CSB- und P_{ges}-Konzentration zu erwarten.
Daher werden an die Aktivkohlevarianten 4 Punkte vergeben. Die Ozonung wird mit zwei Punkten bewertet.

Die Reinigungsleistung in Bezug auf die Spurenstoffe wird für alle Varianten gleich eingestuft, daher wird sie als Kriterium hier nicht herangezogen. Der Einsatz der Betriebsmittel wurde so gewählt, dass alle Varianten eine vergleichbare Elimination erzielen.

Die Bildung von Transformationsprodukten ist beim Einsatz von oxidativen Verfahren, der Ozonung, gegeben. In Versuchen wurde die Bildung bestätigt. Durch eine nachgeschaltete biologische Stufe können diese Produkte wieder abgebaut werden. Die Untersuchungen in Regensdorf zeigten, dass ein Sandfilter ausreicht. Auch in der Trinkwasseraufbereitung werden biologisch aktivierte Filter (z. B. GAK) der Ozonung aus diesem Grund nachgeschaltet. Dies erfolgt auch in der vierten vorgestellten Variante. Um der besonderen Bedeutung dieses Punktes Rechnung zu tragen, wurde die Ozonung hier mit drei Punkten bewertet und alle anderen Verfahren, bei denen keine Abbauprodukte entstehen können, mit fünf Punkten.

Für die vorgestellten Varianten ist die Situation hinsichtlich Erfahrungen und Referenzen unterschiedlich. Für die Variante 1 (PAK mit Rücklaufkohle), die bislang in Baden-Württemberg bevorzugt umgesetzt wurde, liegen schon sehr gute Erfahrungen vor. Derzeit sind Anlagen bis 1.000 l/s in Betrieb. Größere sind in Planung. Daher werden hier fünf Punkte vergeben. Auch für die Ozonung liegen schon einige Erfahrungen aus Referenzanlagen vor (z. B. Regensdorf, Duisburg-Vierlingen, Bad Sassendorf). Insgesamt ist die Referenz- und Erfahrungslage jedoch geringer als bei der PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle. Daher werden vier Punkte vergeben. Für die PAK-Dosierung und die GAK-Filtration liegen Erfahrungen aus großtechnischen Versuchen vor. Die Bewertung liegt bei diesen Varianten jeweils bei drei Punkten.

Der Betriebs- und Wartungsaufwand ist für den Betrieb der Kläranlage ein wichtiger Punkt. Hier wurden die GAK-Filtration und die Ozonung mit jeweils vier Punkten am besten bewertet. Eine höhere Punktzahl wurde nicht vergeben, da zum einen der regelmäßige Wechsel der granulierten Kohle bei Variante 4 einen erhöhten Betriebsaufwand nach sich zieht. Die Ozonung stellt aufgrund der Komplexität der Erzeugungsanlage schon einen besonderen Betriebspunkt auf der Kläranlage dar. Die Varianten mit der Aktivkohledosierung werden mit drei Punkten schlechter eingestuft. Der Betriebsaufwand ist größer als bei der GAK-Filtration und der Ozonung. Die Erfahrungen zeigen jedoch, dass die Dosierung von Pulveraktivkohle mit hoher Genauigkeit und vertretbarem Betriebsaufwand erfolgen kann.

Beim Punkt Betriebssicherheit wird das Verhalten des Verfahrens beim Ausfall eines Aggregates bewertet und inwieweit durch redundante Anlagenteile ein Weiterbetrieb bei Einhaltung der Reinigungsziele möglich ist. Die Auswirkungen auf weitere Anlagenteile werden in die Beurteilung einbezogen. Die höchste Betriebssicherheit weist die GAK-Filtration auf. Die Anlage mit drei Filterkammern ist sehr stabil zu betreiben. Weiterhin ist keine Dosierung erforderlich. Als nachgeschaltete Stufe beeinflusst sie nicht die vorgeschaltete Filtration, sondern erhöht als zweite Stufe sogar deren Betriebssicherheit. Mit vier Punkten wird Variante 1 bewertet. Aufgrund der verschiedenen Aggregate und Pumpen, die für die Dosierung von PAK, Me-Salzen und Flockungshilfsmittel sowie die Rücklaufkohleförderungen erforderlich sind, wird die Betriebssicherheit etwas schlechter als bei der GAK-Filtration bewertet. Bei Ausfall der PAK-Dosierung erfolgt weiterhin die Spurenstoffelimination, da durch den Rücklaufstrom der Zulauf weiterhin mit Aktivkohle behandelt wird. Die Variante 4 (Ozonung) wird mit vier Punkten bewertet. Die Erfahrungen mit Ozonungsanlagen zeigten, dass die bestehenden Anlagen in den vergangenen Jahren zuverlässig gearbeitet haben. Die Betriebssicherheit der Variante 2 wird am schlechtesten bewertet. Bei Ausfall der PAK-Dosierung ist die Wirkung in Bezug auf die Spurenstoffelimination nur noch sehr eingeschränkt gegeben (Kohle in den Kontakt-

behältern). Die Abtrennung der Kohle erfolgt in der nachgeschalteten Filtration. Dies bedeutet, dass diese Stufe zusätzlich belastet wird. Die zusätzliche Belastung der Filtration mit Feststoffen in Variante 2 liegt noch im empfohlenen Rahmen. Durch die Optimierung der Filtration (Filteraufbau, Filterregelung) kann hier noch eine Verbesserung erzielt werden. Variante 2 wird mit drei Punkten bewertet.

Die Sensitivität gegenüber Kostensteigerungen bei den Betriebsmitteln ist über die Laufzeit der Anlage zu betrachten, wie schon im Kapitel 9.5 dargestellt. Hier zeigen die Variante 1 (PAK mit Rücklaufkohle) die geringsten Einflüsse auf Kostensteigerungen. Sie wird daher mit vier Punkten bewertet. Variante 2 besitzt aufgrund der höheren PAK-Dosierung eine größere Sensitivität bei den Betriebskosten und erhält daher drei Punkte. Die GAK-Filtration reagiert empfindlich auf Kostensteigerungen. Die Bewertung erfolgt daher mit nur zwei Punkten. Die Ozonung (Variante 4) hat ebenfalls eine mittlere Sensitivität gegenüber Kostensteigerungen bei den Betriebsmitteln. Die Bewertung erfolgt mit nur 2 Punkten.

In letzter Zeit ist die Nachhaltigkeit (CO_2-Emissionen) von Verfahren gerade auch bei der 4. Reinigungsstufe immer stärker in den Fokus gerückt. Die Bewertung ist derzeit noch schwierig, da entsprechend weitreichende Untersuchungen noch nicht abgeschlossen sind. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt kann noch keine eindeutige Bewertung abgegeben werden (Palmowski et al. 2011 [23]). Vor diesem Hintergrund werden alle Verfahren mit drei Punkten bewertet.

In den gewichteten Summen der Wertungen (siehe Tabelle 11) schneidet Variante 1 (PAK mit RLK) mit 3,60 Punkten am besten ab. Dicht gefolgt folgt von Variante 2 (PAK mit Dosierung) mit 3,52 Punkten. Die Variante 3 (GAK-Filtration) und die Variante 4 (Ozonung) sind mit 2,98 und 2,34 Punkten deutlich nachrangig.

11 Zusammenfassung

Im Rahmen der Studie zur Ertüchtigung und Erweiterung der Kläranlage Altenberge in Bezug auf die Elimination von anthropogenen Spurenstoffen (4. Reinigungsstufe) wurden folgende vier Verfahrensvarianten untersucht:

1. **Pulveraktivkohle mit Rücklaufkohleführung**
   Abtrennung der PAK in einem Absetzbecken und in der nachgeschalteten geplanten Filtrationsstufe.

2. **Direkte Dosierung von Pulveraktivkohle in der Filterstufe**
   Abtrennung der Kohle über eine geplante Filtrationsstufe.

3. **Filtration über granulierte Aktivkohle**
   Mit GAK gefüllte Festbettadsorber werden der geplanten Filtrationsstufe nachgeschaltet.

4. **Ozonung**
   Kläranlagenablauf wird mit Ozon behandelt und abschließend filtriert.

Die ausgewählten Varianten wurden auf ihre Umsetzbarkeit geprüft und zeichnerisch in Lageplanausschnitten sowie in einem Fließbild dargestellt. Basierend auf den Abschätzungen der Betriebs- und Investitionskosten wurden die Jahreskosten ermittelt. Die Bewertung der einzelnen Varianten

erfolgte anhand einer Entscheidungsmatrix, in der neben den Jahreskosten noch weitere Kriterien berücksichtigt wurden.

Die nachfolgende Rangfolge wurde ermittelt

Vorzugsvariante	**Variante 1** Pulveraktivkohle mit Rücklaufkohleführung	Jahreskosten 209.000 €/a
Rang 2	**Variante 2:** Direkte Dosierung von Pulveraktivkohle in der Filterstufe	Jahreskosten 178.000 €/a
Rang 3	**Variante 3:** Filtration über granulierte Aktivkohle	Jahreskosten 233.000 €/a
Rang 4	**Variante 4:** Ozonung	Jahreskosten 238.000 €/a

Die Ozonung (Variante 4) liegt in der Bewertungsmatrix auf Rang 4. Die Jahreskosten dieses Verfahrens sind stark von der angewandten Ozondosis abhängig. In der Berechnung wurde derzeit von einer vergleichsweisen hohen Dosis ausgegangen. Sollte sich zeigen, dass diese reduziert werden kann, so wird dieses Verfahren wirtschaftlich interessanter, weist aber keinen Kostenvorteil auf. Die weiteren Forschungsergebnisse hinsichtlich der Bildung von Transferprodukten sollten in die Entscheidungsfindung einfließen.

Die GAK-Filtration (Variante 3) ist aufgrund der hohen kapital- und verbrauchsgebundenen Kosten auf dem dritten Rang. Für dieses Verfahren spricht die hohe Betriebssicherheit. Die relativ geringe prognostizierte Standzeit der Aktivkohle im Filter führt zu den hohen Verbrauchskosten. Die GAK-Filtration ist gegenüber Kostensteigerungen am anfälligsten. Durch Versuche am Standort Altenberge könnte geprüft werden, ob die angenommen Standzeiten realistisch sind oder sich ggf. günstigere Werte ergeben.

Aufgrund der relativ neuen Entwicklung der 4. Reinigungsstufen bei Kläranlagen sollten sich die weiteren Untersuchungen in Altenberge auf die Varianten 1 (PAK-Dosierung mit Rücklaufkohle) und Variante 2 (PAK-Dosierung) konzentrieren. Trotz der derzeit höheren Kosten sollte die Ozonierung als Variante nicht unbeachtet bleiben.

Aus derzeitiger Sicht ist eine Verschärfung der P_{gesamt}-Überwachungswerte für die Kläranlage Altenberge auf absehbare Zeit nicht ausgeschlossen. Die Gemeinde Altenberge wird diesbezüglich weitere analytische Untersuchungen zum Eschhuesbach durchführen, wobei das Erfordernis einer Abwasserfiltration für den über 40 l/s hinausgehenden Kläranlagenablauf möglich werden kann. In diesem Fall gewinnt die Variante 2 mit der Pulverkohledosierung von der Filteranlage zunehmend an wirtschaftlicher Attraktivität.

12 Literaturverzeichnis

[1] C. Abegglen und H. Siegrist, „Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen," Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214: 210 S., Bern, 2012.

[2] C. Götz, S. Bergmann, C. Ort, H. Singer und R. Kase, „Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser - Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen," Studie im Auftrag des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MKULNV), Düsseldorf, 2012.

[3] MKULNV und LANUV NRW, Dezember 2013. [Online]. Available: http://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.jsf.

[4] S. Beier, Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser, GWA Band 222, Diss., Aachen: Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaftan der RWTH Aachen E.V., 52056 Aachen, 2010.

[5] Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW, „Karte Mikroschadstoffentfernung-NRW," 19 August 2013. [Online]. Available: http://www.masterplan-wasser.nrw.de/karte/Karte-Mikroschadstoffentfernung-NRW.pdf. [Zugriff am 19 August 2013].

[6] Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Würtemberg, „Kläranlagenkarte," 19 August 2013. [Online]. Available: http://www.koms-bw.de/pulsepro/data/img/uploads/Klaeranlagenkarte.pdf. [Zugriff am 19 August 2013].

[7] A. Joss, E. Keller, A. C. Alder, A. Göbel, C. S. McArdell, T. Ternes und H. Siegrist, „Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. In: Water Res 39 (2005), Sep, Nr. 14, S. 3139–3152," 2005.

[8] DVGW, „DVGW W 239(A) Entfernung organischer Stoffe bei der Trinkwasseraufbereitung durch Adsorption an Aktivkohle," DVGW, März 2011.

[9] DWA, „Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf – Arzneistoffe," Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, (DWA-Themen), 5/2008.

[10] EU, „Richtlinie 2013/39/EU des europäischen Parlamentes und des Rates vom 12.8.2013 zur Änderung der Richtlinien 200/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik," Amtsblatt der Europäischen Union vom 24.8.2013 Seiten L226/1-16, Brüssel, 2013.

[11] EU, *Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000,* ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1, 2000, zuletzt geändert November 2012.

[12] MKULNV-NRW, „Richtlinienen über die Gewährung von Zuwendungen für eine "Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW, Runderlassdes Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz IV-7-025 088 0010," Düsseldorf, 01.01.2012, geändert v. 17.09.2012.

[13] TUTTAHS & MEYER Ingenieurgesellschaft mbH, „Nachweis für die biologische Stufe für den Ausbauzustand 2000 der Kläranlage Altenberge," Mai 1999.

[14] TUTTAHS & MEYER Ingenieurgesellschaft mbH, „Erweiterung der Kläranlage Altenberge Vorklärbecken, Nachklärbecken und anaerobe Schlammstabilisierung, Entwurfsplanung und Genehmigungsantrag nach § 58 (2) LWG," Mai 2013.

[15] MKUNLV-NRW, *Wassergesetz für das Land Nordrhein-Westfalen (Landeswassergesetz LWG NRW) in der Fassung der Bekanntmachung vom 25. Juni 1995 (GV.NW. Nr. 59 vom 18.08.1995, S. 926), zuletzt geändert am 16. März 2010...,* Düsseldorf, 1995.

[16] ATV/DWA, „ATV-Arbeitsblatt A 203 Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung," DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, April 1995.

[17] H. Meyer, Untersuchung zur weitergehenden Reinigung biologisch gereinigten Abwassers – Die praktische Anwendung der Abwasserfiltration und ihre Bedeutung in der Abwassertechnologie, Aachen: GWA, Bd. 35, 1979.

[18] Nordic Water, „Sandfilter - Kiesfilter - Filtration - Nordic Water," Nordic Water, 31 10 2013. [Online]. Available: http://www.nordic-water.de/docs/content.php?nav_id=1,4,8. [Zugriff am 31 Oktober 2013].

[19] M. Thomann, P. Freisler, M. Sobaszkiewicz, J.M. Stoll, K. Frank, J. Obrecht, M.Boller, J. Hunkeler, „Grosstechnischer Versuch mit Aktivkohle," *Umwelt Perspektiven,* pp. 12-15, Februar 2012.

[20] Emschergenossenschaft (DE), Waterschap Groot Salland (NL), Centre de Recherche Public Henri Tudor (LU), Eawag (CH), Glasgow Caledonian University (UK) und Université de Limoges (FR), „Pharmazeutische Rückstände in der aquatischen Umwelt - eine Herausforderung für die Zukunft - Erkenntnisse und Aktivitäten des europäischen Kooperationsmodells Pills," Emschergenossenschaft, Gelsenkirchen, Pills Abschlusskonferenz 9./20. September 2012.

[21] M. Schröder, Bewertung der Abwasserfiltration als Verfahrensschritt der Kommunalen Abwasserbehandlung, Bd. 169, P. D. I. M. Dohmann, Hrsg., Aachen: Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen e.V., 1998, p. 137.

[22] MUNLV-NRW, „Untersuchung zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen. Forschungsbericht," 2004.

[23] L. Palmowski, K. Veltmann, D. Mousel, C. Mauer, C. Simsheuser, U. Schmitz, S. Eckers, P.

Jagemann, D. Thöle, H. Rißе und Gredigk-Hoffmann, „Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Phase I. Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen," 2011.

[24] J. Pinnekamp, C. Keyers, D. Montag und K. Veltmann, „Elimination von Mikroschadstoffen – Stand der Wissenschaft," *Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA) 220,* p. S. 28/1 – 28/21, 2010.

[25] A. „. S. N. MIKROFlock, „Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben Projekt Nr. 5: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle- Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen," ISA-RWTH-Aachen, Aachen, 2012.

[26] E. Worch, Wasser- und Wasserinhaltsstoffe -- eine Einführung in die Hydrochemie, 205 Seiten, Teubner-Verlag, Stuttgart-Leipzig, 1997.

[27] Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Würtemberg, „KOMS-Kompetenzzentrum Spurenstoffe BW," 19 August 2013. [Online]. Available: http://www.koms-bw.de/page35/. [Zugriff am 19 August 2013].

[28] R. Kümmel und E. Worch, Adsorption aus wässrigen Lösungen. 1. Auflage., VEB Dt. Verl. für Grundstoffindustrie, 1990.

[29] M. Breitbach und D. Bathen, Adsorptionstechnik, Springer- Verlag, 2001.

[30] D. O. Cooney, Adsorption Design for Wastewater Treatment. 1. Auflage. CRC, 1998.

[31] H. Sontheimer, B. Frick, J. Fettig, G. Hörner, C. Hubele und G. Zimmer, „Adsorptionsverfahren zur Wasserreinhaltung," DVGW Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe, 1985.

[32] E. Worch, Vorlesungsunterlagen, Technische Universität Dresden, 2004.

[33] H. Meyer, „Abwasserreinigung – Qua vadis?," *GWF Wasser, Abwasser,149 , Nr. 4,* 2008.

[34] C. Bornemann, M. Hachenberg, C. Kazner, J. Herr, P. Jagemann, S. Lyko, F. Benstöm, D. Montag, S. Platz, M. Wett, J. M. Kaub, G. Kolisch, T. Osthoff, T. Rolfs und H. Stepkes, „Teilprojekt 5: Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle. Abschlussbericht, gerichtet an das MKULNV NRW," 2012.

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

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

[37] A. Nahrstedt, K. Alt, I. Barnscheidt, J. Fritzsche, T. Sürder, H. Burbaum und A. Klak, „CSB- und Spu-renstoffelimination am Aktivkohlefestbettfilter. Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen," 2011.

[38] DWA, „Merkblatt DWA-M 205 Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser," DWA, Hennef, März 2013.

[39] H. Meyer, „Ozonbehandlung, Pulverkohlendosierung und Flockungsfiltration auf der Kläranlage Ochtrup," in *10. Bochumer Workshop zur Siedlungswasserwirtschaft - "Abwasserreinigung - quo vadis?"*, Bochum, 1992.

[40] W. Gujer, „Siedlungswasserwirtschaft, 1. Auflage, 1991," 1999.

[41] 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," 2009. [Online]. Available: www.eawag.ch/medien/bulletin/20090616/schlussbericht.pdf.

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

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

[44] ATV-DVWK, *ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen,* Mai 2000.

[45] H. Herbst, M. Kaufmann, J. Türk und M. Launer, „Abwasserozonierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden – Auslegung – Bau – erste Betriebsergebnisse. In Innovation und Flexibilität - Systemoptimierung und Systemerweiterung," Tagungsband der 25. Karsruher Flockungstage 2011, Schriftenreihe SWW (Bd. 141), Verlag Siedungswasserwirtschaft Karlsruhe, 2011.

[46] K.-H. Schröder und M. Grömping, „Einsatz von Aktivkohle auf der Kläranlage Gütersloh-Putzhagen, Vortrag auf dem DWA-Praxisseminar „Strategien zur Spurenstoffelimination auf Kläranlagen"," Gütersloh, 2. Juli 2013.

[47] LAWA, „Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien),"

Berlin, 2005.

Anlagen

Anlage 1:
Liste der Prioritären Stoffe nach WRRL 2013
Liste der Mikroschadstoffe in NRW
mit Messwerten im Ablauf der Kläranlage Altenberge

Anlage 2:
Messwerte der Güteüberwachungsmessstellen in den Gewässern in Altenberge [3]

Anlage 3:
Investitionskosten
Varianten 1 bis 4

Anlage 4:
Betriebs- und Jahreskosten
Varianten 1 bis 4

Anlage 5:
Untersuchung von Abwasserproben auf prioritäre Stoffe, WESSLING GmbH

Anlage 6:
Anlagen zur Mikroschadstoffelimination in NRW