

Stadtwerke Lichtenau GmbH
Leihbühl 21
33165 Lichtenau

Machbarkeitsstudie zur Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Grundsteinheim

Erläuterungsbericht

Gefördert durch:
Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft,
Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
Kennziffer: M-02/13-Pb

Paderborn, Dezember 2014



AWP GmbH
Tegelweg 25
33102 Paderborn
Tel.: 05251 / 503 6253
E-Mail: info@awp-gmbh.net

Auftraggeber:

Stadtwerke Lichtenau GmbH

Bearbeitung:

AWP GmbH
Tegelweg 25
33102 Paderborn

Dipl.-Ing. P. Bartnik
B.Eng. K. Metzner

Paderborn, 19.12.2014

Inhaltsverzeichnis

=====

Abbildungsverzeichnis	v
Tabellenverzeichnis	vi
1 Einleitung	1-1
2 Kläranlage Grundsteinheim	2-3
2.1 Allgemeines	2-3
2.2 Anlagenbeschreibung	2-4
2.3 Betriebswerte	2-5
3 Spurenstoffentfernung aus dem Abwasser	3-7
3.1 Allgemeines	3-7
3.2 Grundlagen der Aktivkohleadsorption	3-9
3.3 Grundlagen der Ozonung	3-15
3.4 Gegenüberstellung der verschiedenen Verfahren	3-17
3.5 Aktuelle Projekte und Forschungsvorhaben in NRW	3-19
3.5.1 Versuchsanlagen mit Aktivkohle	3-19
3.5.2 Versuchsanlagen mit Ozonung	3-22
3.5.3 Auflistung weiterer Versuchsanlagen	3-23
4 Variantenbeschreibung und Schadstoffuntersuchung	4-24
4.1 Allgemeines	4-24
4.2 Untersuchung der Schadstoffe auf der Kläranlage Grundsteinheim	4-24
4.3 Pulveraktivkohle - Variante 1	4-29
4.4 Granulierte Aktivkohle - Variante 2	4-30
4.5 Ozonung - Variante 3	4-30
5 Integration in den Kläranlagenbetrieb	5-32
5.1 Grundlagen der Bemessung	5-32

5.2	Variante 1: Pulveraktivkohle	5-32
5.3	Variante 2: Granulierte Aktivkohle	5-36
5.4	Variante 3: Ozonung	5-39
6	Kostenbetrachtung	6-41
6.1	Allgemeines	6-41
6.2	Investitionskosten und Betriebskosten der Verfahren	6-41
6.3	Kostenschätzung Variante 1 - Pulveraktivkohle	6-42
6.4	Kostenschätzung Variante 2 - Granulierte Aktivkohle	6-42
6.5	Kostenschätzung Variante 3 - Ozonung	6-43
6.6	Kostenzusammenstellung	6-44
6.7	Kostenvergleichsrechnung nach KVR	6-46
7	Zusammenfassung	7-49
8	Literaturverzeichnis	8-51
9	Untersuchungsbefunde OWL-Analytik	
10	Kostenaufstellung und Bewertungsmatrix	
11	Klärtechnische Berechnungen	
12	Zeichnungen Varianten 1 - 3	

Abbildungsverzeichnis



Abb. 1.1:	Einbindung der Kläranlage Grundsteinheim in das NSG Sauertal	1-1
Abb. 2.1:	Luftbild der Kläranlage Grundsteinheim	2-3
Abb. 2.2:	Kombinationsbecken KA Grundsteinheim	2-4
Abb. 3.1:	Konzentrationen von ausgewählten Mikroverunreinigungen	3-7
Abb. 3.2:	Struktur der Aktivkohle	3-9
Abb. 3.3:	Schema der PAK-Dosierung	3-10
Abb. 3.4:	Einfluss der PAK Dosiermenge und der Rückführung der PAK auf die Eliminationsrate ausgewählter Mikroverunreinigungen im Vergleich zur herkömmlichen Eliminationsrate der Belebung	3-12
Abb. 3.5:	Beladungsprofil Aktivkohlefilter	3-13
Abb. 3.6:	Standzeit GAK-Filter bei ausgewählten Mikroschadstoffen	3-14
Abb. 3.7:	Elimination von Mikroschadstoffen durch die Ozonung	3-16
Abb. 3.8:	Ablaufschema Ozonung	3-17
Abb. 3.9:	Klärwerk Buchenhofen: Schema der PAK-Dosierung	3-19
Abb. 3.10:	Mittlere Eliminationsrate mit GAK auf der KA - Obere Lutter	3-20
Abb. 3.11:	Schwerkraftfilter mit GAK, Kläranlage Gütersloh Putzhagen	3-21
Abb. 3.12:	Ozonanlage Bad Sassendorf	3-22
Abb. 4.1:	Untersuchungsergebnisse der KA Grundsteinheim	4-25
Abb. 4.2:	Darstellung einiger Leitparameter des Ablaufs der Kläranlage Grundsteinheim im Vergleich zu anderen Kläranlagen in NRW	4-28
Abb. 5.1:	Einbindung der PAK-Stufe in die KA Grundsteinheim	5-33
Abb. 5.2:	PAK-Anlage auf der KA Grundsteinheim	5-35
Abb. 5.3:	Einbindung der GAK-Stufe in die KA Grundsteinheim	5-36
Abb. 5.4:	Schema: GAK-Anlage auf der KA Grundsteinheim	5-37
Abb. 5.5:	Einbindung der Ozon-Stufe in die KA Grundsteinheim	5-39
Abb. 5.6:	Schema: Ozon-Anlage auf der KA Grundsteinheim	5-40
Abb. 6.1:	Projektkostenreihe bei der Pulveraktivkohle-Variante 1	6-47
Abb. 6.2:	Projektkostenreihe bei der granulierten Aktivkohle-Variante 2	6-47
Abb. 6.3:	Projektkostenreihe bei der Ozonung-Variante 3	6-47
Abb. 6.4:	Kostenentwicklung der verschiedenen Verfahren	6-48

Tabellenverzeichnis



Tab. 2.1:	Betriebswerte der Kläranlage Grundsteinheim 2013	2-5
Tab. 2.2:	Auswertung des Betriebstagebuchs im Jahr 2013	2-6
Tab. 2.3:	Neuberechnung	2-6
Tab. 3.1:	Zusammenfassung Verfahren zur Elimination von Mikroschadstoffen	3-17
Tab. 3.2:	Versuchsanlagen zur Spurenstoffentfernung in NRW	3-23
Tab. 4.1:	Vergleich der Messergebnisse KA Grundsteinheim mit anderen Kläranlagen	4-27
Tab. 5.1:	Zulaufmengen KA Grundsteinheim	5-32
Tab. 5.2:	Auslegungsdaten der PAK-Anlage für die KA Grundsteinheim	5-35
Tab. 5.3:	Auslegungsdaten der GAK-Anlage für die KA Grundsteinheim	5-38
Tab. 5.4:	Auslegungsdaten der Ozonung für die KA Grundsteinheim	5-40
Tab. 6.1:	Investitions- und Betriebskosten für PAK	6-42
Tab. 6.2:	Investitions- und Betriebskosten für GAK	6-43
Tab. 6.3:	Investitions- und Betriebskosten für Ozon	6-44
Tab. 6.4:	Gesamtinvestitionskosten der verschiedenen Varianten	6-44
Tab. 6.5:	Gesamtbetriebskosten der verschiedenen Verfahren	6-45
Tab. 6.5:	Gesamtjahreskosten der verschiedenen Verfahren	6-45
Tab. 6.6:	Gegenüberstellung der Kostenbarwerte für die Varianten	6-48
Tab. 7.1:	Bewertungsmatrix V1 – V3	7-49

1 Einleitung

Das Ziel der Landesregierung ist es durch die Beseitigung von Spurenstoffen bzw. Mikroschadstoffen eine Verbesserung der Gewässerqualität zu erreichen. Neben der Machbarkeitsstudie zur Spurenstoffelimination werden durch das Land NRW Maßnahmen zur Ausrüstung öffentlicher Abwasseranlagen gefördert („Ressourceneffiziente Abwasserbeseitigung NRW“). Die Kläranlage Grundsteinheim soll exemplarisch für Kläranlagen bis 10.000 EGW auf mögliche Gefährdungspotenziale von Spurenstoffen bzw. Mikroschadstoffen untersucht werden. Die Kläranlage wurde aufgrund der besonderen Lage in einem Naturschutzgebiet und dem Vorfluter Sauer (Karstgebiet) ausgewählt (Abb. 1.1).

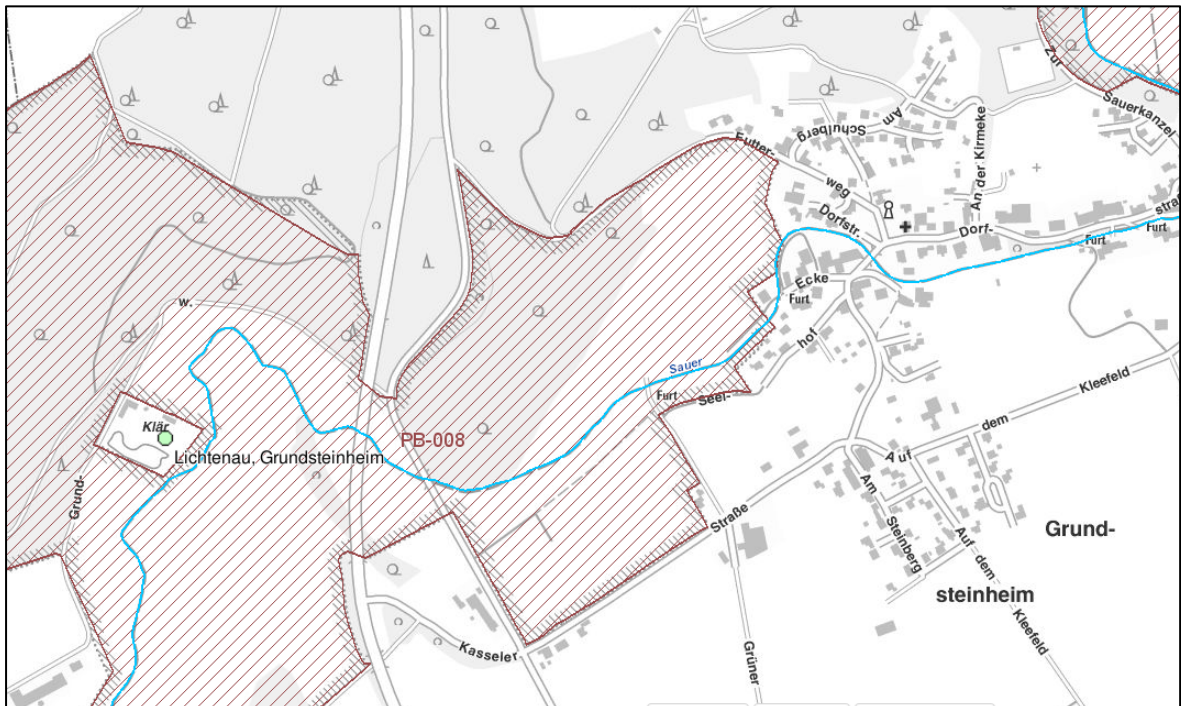


Abb. 1.1: Einbindung der Kläranlage Grundsteinheim in das Naturschutzgebiet Sauer (www.elwasweb.nrw.de)

Die Abwasserreinigungsanlage in Grundsteinheim ist die einzige Kläranlage, die in den Vorfluter Sauer einleiten darf. Das Gewässer fällt in den Sommermonaten und bei niedrigen Grundwasserständen trocken. Die Sauer ist laut NRW-Stiftung Natur-Heimatkultur einer der spektakulärsten Karstbäche in NRW. In Teilen des Bachbettes verschwindet sie in sogenannten Schwalglöchern und tritt dann erst wieder in ca. 10 Kilometern Entfernung im Paderquellgebiet zu Tage.

Wegen dieser besonderen Lage der Kläranlage soll eine weitergehende Behandlung des anfallenden Abwassers geprüft werden.

Zur Abwasserreinigung, mit dem Ziel der Entfernung von Mikroschadstoffen, wurden im Rahmen dieser Studie unterschiedliche Verfahren betrachtet.

- Neubau einer Behandlung mit Pulveraktivkohle (PAK).
- Neubau einer Behandlung mit granulierter Aktivkohle (GAK).
- Neubau einer Ozonung

Ziel der Studie ist die Bewertung der unterschiedlichen Methoden im Hinblick auf die technische Machbarkeit und Wirtschaftlichkeit.

2 Kläranlage Grundsteinheim

2.1 Allgemeines

Die Kläranlage Grundsteinheim hat eine Ausbaugröße von 7.500 EW und befindet sich westlich des Ortsteils Grundsteinheim. Die Kläranlage wurde 1980 errichtet und zuletzt 1995 im Zuge der geforderten dritten Reinigungsstufe umgerüstet (Abb. 2.1).



Abb. 2.1: Luftbild der Kläranlage Grundsteinheim (www.elwasweb.nrw.de)

Die Kläranlage dient der zentralen Abwasserbehandlung der Orte Lichtenau, Herbram, Herbram Wald, Iggenhausen, Asseln, Hakenberg und Grundsteinheim. Die Entwässerung erfolgt dabei sowohl im Trenn- als auch im Mischsystem. Dabei beträgt die Fläche des Trenngebietes ca. 145 ha und die des Mischgebietes ca. 63 ha. Das gesamte Einzugsgebiet umfasst ca. 208 ha.

Die Anlage arbeitet als zweistraßige Belebungsanlage, mit gezielter Nitrifikation/Denitrifikation sowie einer aeroben Schlammstabilisierung. Der stabilisierte und entwässerte Klärschlamm wird landwirtschaftlich verwertet. Das gereinigte Abwasser wird in den Vorfluter Sauer eingeleitet.

2.2 Anlagenbeschreibung

Das Abwasser wird zunächst durch ein vorgeschaltetes Pumpwerk gehoben. Die Pumpstation ist mit drei trocken aufgestellten Abwasserpumpen ausgerüstet. Mit einem Feinrechen, Stababstand von 6 mm, werden die Grob- und Störstoffe aus dem Abwasser entfernt. Das Rechengut wird gewaschen und zum Abtransport in einen Container gefüllt. Im Anschluss durchfließt das Abwasser den belüfteten Langsandfang.

Über ein Verteilerbauwerk durchfließt das Wasser im Freigefälle die beiden Kombinationsbecken. Die Becken verfügen über eine außenliegende Belebung und eine innenliegenden Nachklärung (Abb. 2.2).



Abb. 2.2: Kombinationsbecken KA Grundsteinheim

Das Volumen des Belebungsbeckens 1 beträgt 1.300 m³ und das des Belebungsbeckens 2 1.800 m³. Die Nachklärbecken 1 und 2 haben ein Volumen von 400 m³ bzw. 640 m³. Der Sauerstoffeintrag erfolgt über eine feinblasige Druckbelüftung.

Das gereinigte Wasser aus der Nachklärung fließt in einen Schönungsteich. Dieser soll mögliche Belastungsspitzen abfangen und ausgleichen. Zusätzlich setzen sich Schwimmstoffe im Schönungsteich ab.

Aus dem Schönungsteich fließt das gereinigte Abwasser durch das Auslaufbauwerk in den Vorfluter. Zur Kontrolle werden Ablaufmenge, pH-Wert, Temperatur und Trübung gemessen.

Mit der chemischen Reinigung wird das Phosphor aus dem Abwasser entfernt. Als Verfahren wird die Simultanfällung angewendet, die parallel zur Belebung abläuft. Dabei wird Eisen(III)-Chlorid in den Rücklaufschlamm der Belebung dosiert. Die Dosierung wird über den gemessenen Phosphatgehalt geregelt. Die Fällungsprodukte werden mit dem Überschussschlamm abgezogen.

Der Überschussschlamm wird statisch und maschinell voreingedickt bevor er dem Schlammstapelbehälter zugeführt wird. Zur Entwässerung wird eine mobile Schlammentwässerung genutzt. Das bei der Schlammentwässerung anfallende Wasser wird in einem Zentralspeicher zwischengespeichert und dem Kläranlagenzulauf zugeführt.

2.3 Betriebswerte

Gemäß Entwurfsplanung wurde die Anlage auf folgende Wassermengen ausgelegt.

Trockenwetterzulauf Q_t	44,72	l/s
Maximaler Zulauf Q_{max}	86,7	l/s

Dabei wurden in den Betriebsjahren 2010-2013 folgende Abwassermengen gereinigt:

2010	326.781 m ³ /a
2011	313.280 m ³ /a
2012	357.967 m ³ /a
2013	316.160 m ³ /a

In Tabelle 2.1 werden weitere Betriebswerte für die Kläranlage Grundsteinheim genannt.

Tab. 2.1: Betriebswerte der Kläranlage Grundsteinheim 2013

Parameter	Mittlerer Zulauf [mg/l]	Überwachungswerte / Erlaubnisbescheid [mg/l]	Mittlerer Ablauf [mg/l]
BSB ₅	215	12	5
CSB	414	70	19,5
NH ₄ -N	21,7	3	0,4
N _{ges,anorg.}	-	15	2,8
P _{ges}	8,9	2	1,5

Um für die spätere Kostenschätzung den Umfang der Bausubstanz (Volumen der Becken) ermitteln zu können, müssen die ankommenden Wassermengen ausgewertet werden (Tab. 2.2).

Tab. 2.2: Auswertung des Betriebstagebuchs im Jahr 2013

Wassermengen	l/s	m^3/h	m^3/d
$Q_{T,d}$			493
$Q_{T,h,max}$	11	38	
Q_M	40	144	
Q_{max}	86,7	312	

Im Fall der Kläranlage Grundsteinheim wurde, als maximaler Zufluss für die Mikroschadstoffentfernung, der Mischwasserzufluss (Q_M) aus der Neuberechnung mit 36 l/s gewählt (Tab. 2.3).

Tab. 2.3: Neuberechnung

Wassermengen	l/s	m^3/h	m^3/d
$Q_{T,d}$			476
$Q_{T,h,max}$	11	38	
Q_M	36	130	

3 Spurenstoffentfernung aus dem Abwasser

3.1 Allgemeines

Bisher konnten verschiedene Arzneimittelwirkstoffe, teilweise in Konzentrationen oberhalb ökotoxikologischer Wirkschwellen in der Umwelt nachgewiesen werden. Nicht nur Arzneimittel, sondern auch Stoffe für den Pflanzen- und Materialschutz, Körperpflege- und Reinigungsmittel und viele mehr finden den Weg in die Kläranlage. Diese Stoffe können mit den herkömmlichen Reinigungsverfahren nur teilweise eliminiert werden. In der nachfolgenden Abb. 3.1 sind vier ausgewählte Arzneimittelkonzentrationen wie Diclofenac (Analgetikum), Clarithromycin (Antibiotikum), Carbamazepin (Antiepileptikum) und Iopamidol (Röntgenkontrastmittel) dargestellt.

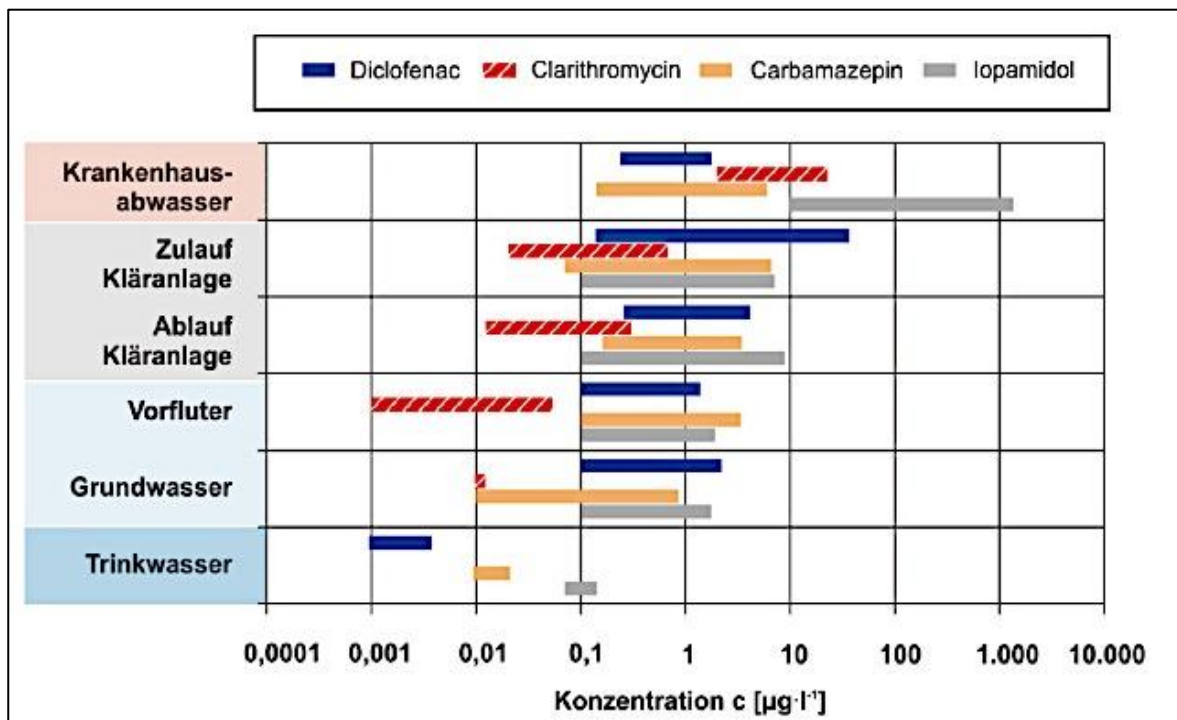


Abb. 3.1: Konzentrationen von ausgewählten Mikroverunreinigungen im Wasser (Beier, 2010)

Im Anhang der EU-Wasserrahmenrichtlinie wurden eine Reihe von Substanzen aufgeführt, die als prioritäre gefährliche Stoffe einzustufen sind; zur Zeit umfasst diese Liste 45 Stoffe (Europäisches Parlament, 2013). Bisher sind die nachgewiesenen Konzentrationen in den Oberflächengewässern noch nicht gefährlich für den Menschen, dennoch leiden schon heute einige Gewässerorganismen darunter.

Besonders Hormone aus Arzneimitteln sind schädlich, da bereits bei geringen Konzentrationen die Fortpflanzung von Wasserlebewesen beeinflusst werden kann. Auch das verbreitete Schmerzmittel Diclofenac, kann bei umweltrelevanten Konzentrationen Nierenschäden hervorrufen. Ebenso werden durch Stoffe mit herbizider Wirkung oder durch Insektizide Hemmungen an der Photosynthese von Algen oder eine Schädigung des Nervensystems von Wasserlebewesen festgestellt. Unerwünschte Wirkungen können erst nach mehreren Generationen durch die Konzentrierung von Schadstoffen auftreten. Zudem kommt hinzu, dass sich ähnliche Stoffe in ihrer Wirkung summieren und Umwandlungsprodukte unerwartete Effekte auslösen können. Durch Clarithromycin (Antibiotikum) können Bakterien im Gewässer resistent gegen Antibiotika werden. Die weitreichenden Folgen sind noch nicht bekannt.

2008 wurden von der DWA sechs Gruppen für gewässer-, trink- und abwasserrelevante Mikroverunreinigungen definiert. Diese sind:

- Pharmazeutika,
- Industrie- und Haushaltschemikalien,
- Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel,
- Körperpflegemittel, Duftstoffe, Desinfektionsmittel,
- Additive in der Abwasser- und Klärschlammbehandlung und
- Nahrungsmittel- und Futterzusatzstoffe.

Es gibt viele unterschiedliche Eintragungswege von Mikroverunreinigungen in das Gewässer. Kläranlagen stellen neben der Industrie und der Landwirtschaft einen Haupteintragsweg dar. Deswegen müssen besonders dort Lösungen gefunden werden, um die Verschmutzung der Gewässer zu verringern.

Aus Gründen des vorbeugenden Gesundheits- und Umweltschutzes ist dafür Sorge zu tragen, die Belastung durch Mikroverunreinigungen in die Umwelt (Gewässer) zu begrenzen. Hierzu müssen notwendige Maßnahmen realisiert werden, die technisch und wirtschaftlich umsetzbar sind.

Forschungsergebnisse zeigen, dass eine weitgehende Elimination von Mikroschadstoffen in Abwasserreinigungsanlagen mittels Aktivkohle oder Ozonung möglich ist (BAFU, 2012; MKULNV NRW, 2013).

Mikroschadstoffe können wegen ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften nicht oder nur zum Teil durch die biologische Stufe in der Kläranlage reduziert werden. Besonders langlebige Substanzen wie Iopamidol (Röntgenkontrastmittel) können bereits im Grundwasser nachgewiesen werden. Die unterschiedlichen physikalisch-chemischen Eigenschaften müssen in Betracht gezogen werden, um die Verteilung und das Verhalten der Mikroverunreinigungen in der Umwelt und im Abwasserreinigungsprozess charakterisieren zu können.

3.2 Grundlagen der Aktivkohleadsorption

Aktivkohle hat eine hohe spezifische Oberfläche, die vom Aktivierungsgrad abhängig ist. Die spezifische Oberfläche wird durch die poröse Struktur der Kohle erzeugt und beträgt ca. 500 bis 1.500 m²/g. Der Einsatz der Aktivkohle gehört zu den adsorptiven Verfahren. Es wird zwischen der physikalischen und der chemischen Adsorption unterschieden. Bei der physikalischen Adsorption sind elektrostatische Wechselwirkungen für die Anlagerung verantwortlich. Die Sorption ist in der Regel reversibel. Es kann zu Rücklösungen (Desorption) kommen.

Die Hauptaufgabe der Aktivkohle ist damit die Zielstoffe an sich zu binden. Anders als bei der Ozonung werden keine Transformationsprodukte gebildet. Aktivkohle besteht aus Graphitkristallen und wird überwiegend aus kohlenstoffhaltigen Rohstoffen hergestellt. Dabei wurden mit PAK auf Braunkohlebasis die höchsten Eliminationsraten erzielt.

Die Aktivkohle besitzt nach ihrer Aktivierung ein ausgeprägtes inneres Porensystem, durch das die hohe Oberflächenstruktur erreicht wird (Abb. 3.2). Zusätzlich gibt es die Aktivkohle in verschiedenen Formen bzw. Größen.

Für den Abwasserbereich übliche Aktivkohlen sind die Pulveraktivkohle (PAK) mit einer Körnung kleiner 0,045 mm und die granuliert Aktivkohle mit Körnungen zwischen 0,5 bis 4 mm.

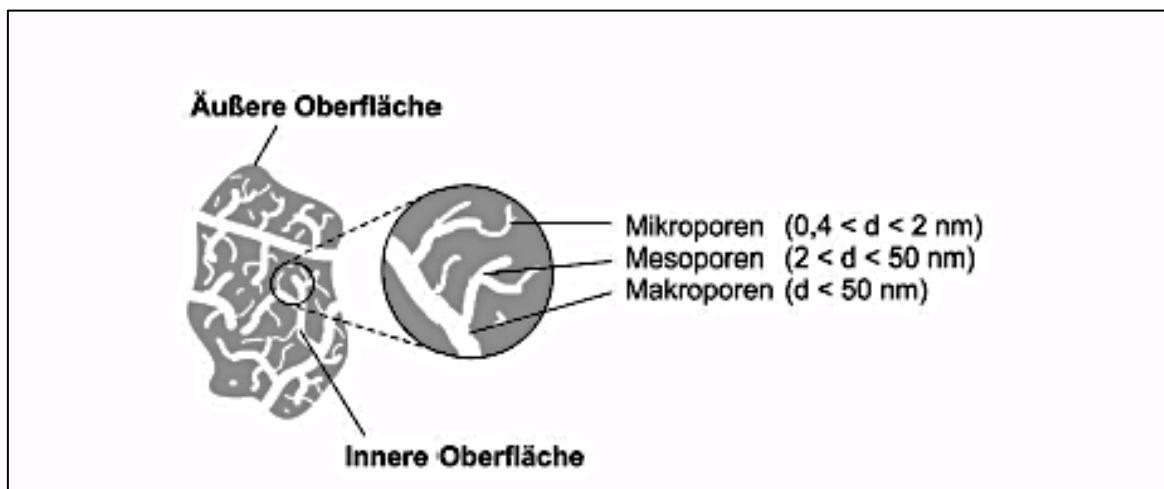


Abb. 3.2: Struktur der Aktivkohle (Marcus, 2005)

Für die Adsorption ist eine ausreichend lange Kontaktzeit zwischen der Aktivkohle und dem Abwasser unabdingbar. Der Reinigungsgrad der Aktivkohle ist von der Dosiermenge, der Aufenthaltszeit und der Art der verwendeten Aktivkohle abhängig. Aber auch Randbedingungen wie Temperatur, pH-Wert, Molekularstruktur und –gewicht, Ionisation und Polarität stellen wichtige Einflussgrößen für die Adsorption dar.

Das Adsorptionsverhalten kann durch Adsorptionstherme beschrieben werden. Bei gleichbleibendem Abwasservolumen und gleicher Ausgangskonzentration ergibt sich für jede Aktivkohledosiermenge ein bestimmtes Adsorptionsgleichgewicht. Durch Laborversuche lassen sich Isothermen bestimmen, die der Abschätzung der Adsorptionskapazität der Aktivkohle für bestimmte Stoffe im Abwasser dienen.

Damit gute Reinigungsziele erreicht werden, muss die Aktivkohle auf die zu behandelnde Abwassermatrix angepasst werden, was mit Hilfe von Batchversuchen geschehen kann.

Grundsätzlich gibt es zwei Verfahren zur Elimination von Mikroschadstoffen mit Aktivkohle, Pulveraktivkohle (PAK) und granulierter Aktivkohle (GAK). Sie können jeweils im Voll- oder im Teilstrom betrieben werden.

Die PAK wird überwiegend dem Ablauf der Nachklärung zudosiert (Abb. 3.3). Dabei beträgt die Menge an PAK ca. 10-20 mg PAK/l, die dem Kontaktbecken zugegeben werden (BAFU, 2012). Bei kleinen Anlagen kann diese Dosierung auch in der Belegung erfolgen, wobei die zu erwartende Menge an PAK bei dieser Methode ca. 30 mg PAK/l beträgt.

Das Kontaktbecken ist mit einem Rührwerk ausgestattet. Je höher die Dosis an PAK, desto höher ist die Elimination der Mikroschadstoffe. Noch entscheidender für die Dosiermenge der PAK ist die Matrix des Abwassers, besonders der DOC-Gehalt. Die Aktivkohle hat nur einen begrenzten Platz für die Sorption. Durch Hintergrundmaterial kann dieser belegt werden und steht so nicht mehr für die Schadstoffelimination zur Verfügung. Die Kontaktzeit zwischen Aktivkohle und Abwasser müsste 8-48 Stunden betragen, um ein Gleichgewicht der Beladung zu erreichen; allerdings wird in den ersten 20 Minuten der größte Teil adsorbiert (MKULNV NRW, 2013).

Um die Aufenthaltszeit der PAK zu erhöhen, wird die Aktivkohle im System rezirkuliert (Entkopplung vom Abwasser). Bei der Rückführung der Kohle in den Kontaktreaktor wird ein Schlammalter von ca. 1-2 Tagen empfohlen, eine weitere Erhöhung des Schlammalters hat auf Referenzanlagen zu keiner wesentlichen Verbesserung der Eliminationsleistung geführt (BAFU, 2012). Nach dem Kontaktbecken muss stets eine Abtrennung von Kohle und Wasser stattfinden.

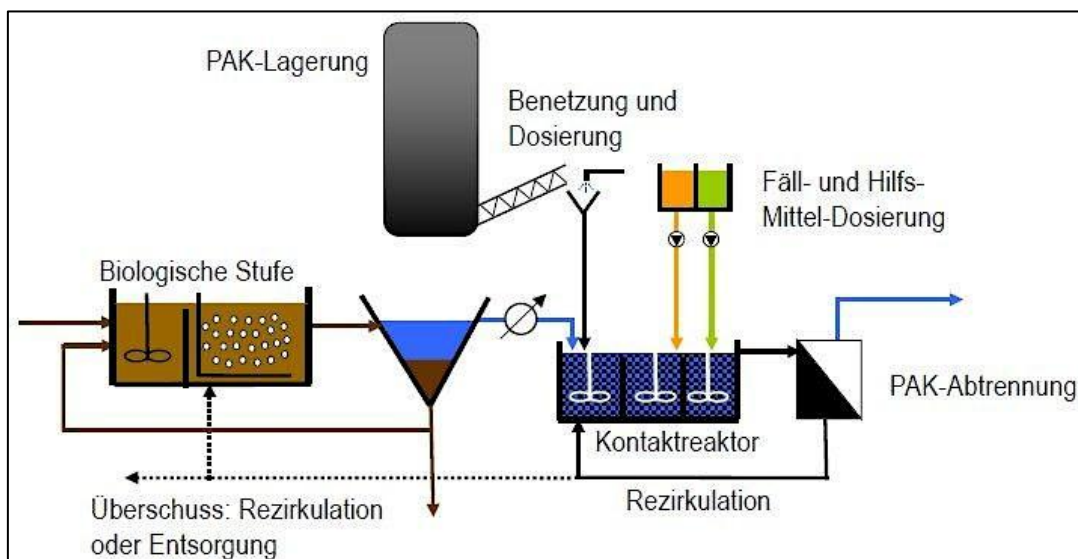


Abb. 3.3: Schema der PAK-Dosierung (BAFU, 2012)

Es muss gewährleistet sein, dass die beladene Aktivkohle nicht in den Vorfluter gelangt. Für die Abtrennung stehen verschiedene Möglichkeiten zur Auswahl. Dem Kontaktreaktor muss neben der PAK auch Fäll- und oder Flockungshilfsmittel beigemischt werden. In Anlagen wurden gute Ergebnisse mit einer Dosierung von 10 mg PAK/l im Kontaktbecken und einer Fällmitteldosierung von 2 mg AL/l bzw. 4 mg FE/l und einer Polymerdosierung von 0,2 mg/l – 0,35 mg/l erzielt (Metzger, 2012 und Kapp, 2012).

Das Kohle-Wasser-Gemisch wird nach dem Kontaktreaktor einem Sedimentationsbecken zugeführt, dabei sollte die Flächenbeschickung q_A bei maximalen Zulauf 2 m/h nicht überschritten werden. Die Aufenthaltsdauer sollte mindestens 2 h betragen, die notwendige Höhe wird mit ca. 4 m angegeben.

Nach der Sedimentation werden letzte Kohlereste durch eine Filtration entfernt. Dazu werden in der Praxis Sand- bzw. Tuchfilter verwendet. Bei Sandfiltern eignen sich Zweischichtfilter mit einem Schichtaufbau von jeweils 0,75 m Hydroanthrazit (1,4-2,5 mm) und Sand (0,71-1,25 mm), dabei soll eine Filtergeschwindigkeit v_f von 12 m/h nicht überschritten werden. Weitere Verfahren zur Abtrennung sind die Membranfiltration, der Fuzzy-Filter, der Tuchabscheider, der Lamellenabscheider und die Flotation.

Die Rückführung des Überschussschlammes in die Belebung führt zu einer Verringerung der Belastung. Allerdings ist mit einem höheren Schlammaufkommen in der Belebung von 5-10 Prozent zu rechnen. Wird die PAK direkt in die Belebung dosiert muss mit einem höheren Schlammaufkommen von 10-30 Prozent gerechnet werden. Die Absetzeigenschaften werden durch die Aktivkohle verbessert.

Der Schlammindex sinkt entsprechend. Der anfallende Kohleschlamm kann der vorhandenen Schlammbehandlung zugeführt werden. Der Klärschlamm muss in die Verbrennung und kann nicht landwirtschaftlich verwertet werden.

Ein weiterer Punkt ist Abrasion und Korrosion. Dabei wurden vor allem Korrosionserscheinungen im Kontaktbecken an Schweißnähten festgestellt.

Besondere Vorsicht gilt beim Verwenden von PAK; es darf wegen Sauerstoffentzug nicht in geschlossenen Räumen verarbeitet werden. Zusätzlich muss entsprechender Atemschutz getragen werden.

Durch die Anwendung von PAK kann eine große Bandbreite von Mikroschadstoffen aus dem Abwasser entfernt werden. In der Abbildung 3.4 sind die verschiedenen Eliminationsraten bei unterschiedlichen Konzentrationen von PAK auf Pilotanlagen zu erkennen.

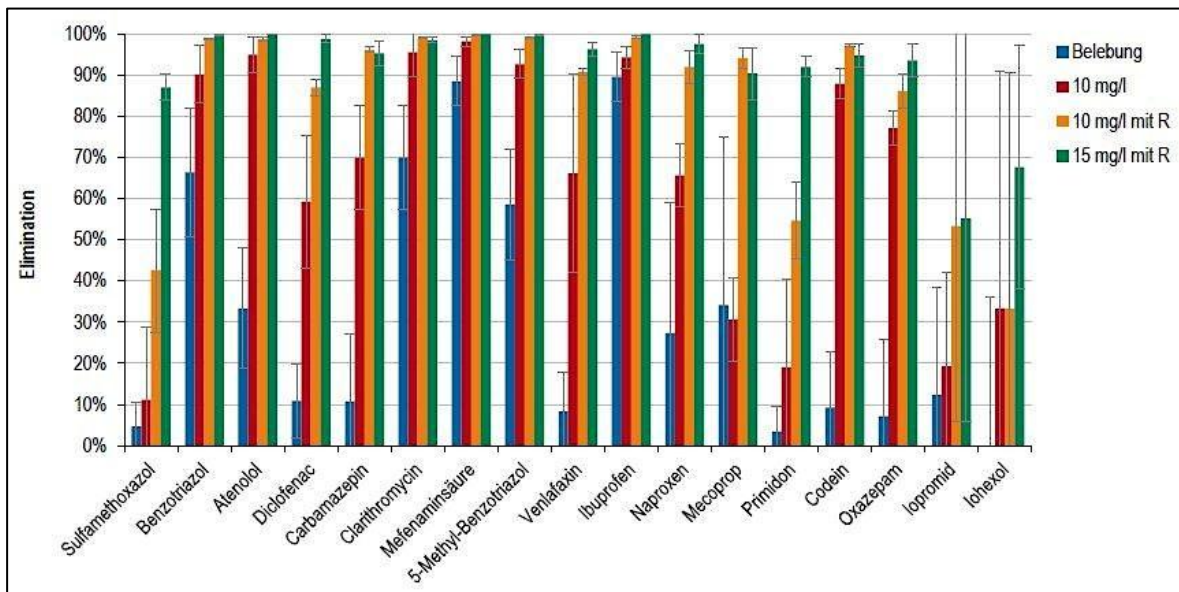


Abb. 3.4: Einfluss der PAK Dosiermenge und der Rückführung der PAK auf die Eliminationsrate ausgewählter Mikroverunreinigungen im Vergleich zur herkömmlichen Eliminationsrate der Belebung (BAFU, 2012)

Bei vielen Stoffen tritt eine Eliminationsrate von über 80 Prozent auf. Zudem werden noch Geruchs- und Farbstoffe entfernt. Je nach Aufbau der PAK-Anlage werden unterschiedlich gute Eliminationsleistungen von Schadstoffen festgestellt. Gute Ergebnisse werden bei einer Zugabe von 10-20 mg PAK/l in einem nachgeschalteten Kontaktreaktor und einer Rückführung der Kohle beobachtet.

Zusätzlich kann eine CSB Elimination von bis zu 40 Prozent gemessen werden (Brandt und Gantner, 2013; Metzger, 2012; Kapp, 2012). Damit ist eine Reduzierung der Abwasserabgabe für den Überwachungsparameter CSB möglich.

Ein besonderer Vorteil dieses Verfahrens ist die vollständige Elimination der Stoffe und keine Umwandlung (Transformation), wie bei der Ozonung. Durch die geringe Aufenthaltszeit der PAK im System kann damit gerechnet werden, dass kaum Verdrängungseffekte wie bei der GAK auftreten. Die größten Kosten entstehen beim Beschaffen der Aktivkohle (ca. 1.400 € PAK/t).

Alternativ zur PAK kann granulierte Aktivkohle (GAK) eingesetzt werden. Die Adsorption der GAK wird in einem Festbettadsorber (Raumfilter) betrieben. Dadurch ist keine weitere Abtrennung von Aktivkohle und Abwasser nötig. Zudem muss kein zusätzliches Fäll- und Flockungsmittel zudosiert werden.

Der Ablauf der Nachklärung kann über eine Vorfiltration (Sandfilter, Fuzzy-Filter, vorhandene Filtereinrichtungen) geführt werden. Versuchsanlagen in Deutschland werden auch ohne Vorfiltration betrieben, wie zum Beispiel die Kläranlage in Düren oder die Kläranlage in Gütersloh - Obere Lutter.

Die Trübstoffe im Wasser sowie die Größe der Körnung entscheidet, wie oft der Filter rückgespült werden muss. Eine gröbere Körnung (1,4-2,5 mm) zeigte auf der Kläranlage Düren eine geringere Standzeit des Filters (BVT 4.000 statt BVT 5.500 mit einer feineren Körnung von 0,5-2,5 mm) und somit einen schnelleren Austritt von Schadstoffen oder auch CSB.

Im Gegensatz zu der PAK ist der Korndurchmesser der granulierten Aktivkohle im Bereich von einigen mm, wodurch die spezifische Oberfläche geringer wird. Die Vorteile vom GAK zur PAK bestehen darin, dass eine höhere spezifische Ladung erreicht werden kann. Zudem ist eine Regeneration möglich und der Aufwand für die Verfahrenstechnik ist geringer. Die GAK wird in Druck- und Schwerkraftfiltern durchströmt. Es kann mit unterschiedlichen Drücken und Fließrichtungen gearbeitet werden.

Die Kontaktzeit zwischen Aktivkohle und Wasser sollte 5-30 Minuten betragen. Die Filtergeschwindigkeit wird mit 5-15 m/h angegeben, bei einer Filterbetthöhe von 2-4 m.

Um die Filterstandzeit zu beurteilen, wird das durchgesetzte Bettvolumen (BVT) als Kenngröße eingeführt. Beim Krankenhausabwasser wird von einem BVT von 7.500 (Hintergrundmatrix, DOC 10 mg/l) und beim Trinkwasser von einem BVT von 30.000 (Hintergrundmatrix, DOC 2 mg/l) ausgegangen (Hintergrundmatrix, DOC 2 mg/l).

Die Rückspülung wird über den Differenzdruck, Trübung oder Zeit gesteuert. Um einen Durchbruch (Austritt von Mikroschadstoffen am Auslauf vom Filter) zu vermeiden, werden Filter in Reihe geschaltet oder das Material nach festen Intervallen getauscht (Abb. 3.5).

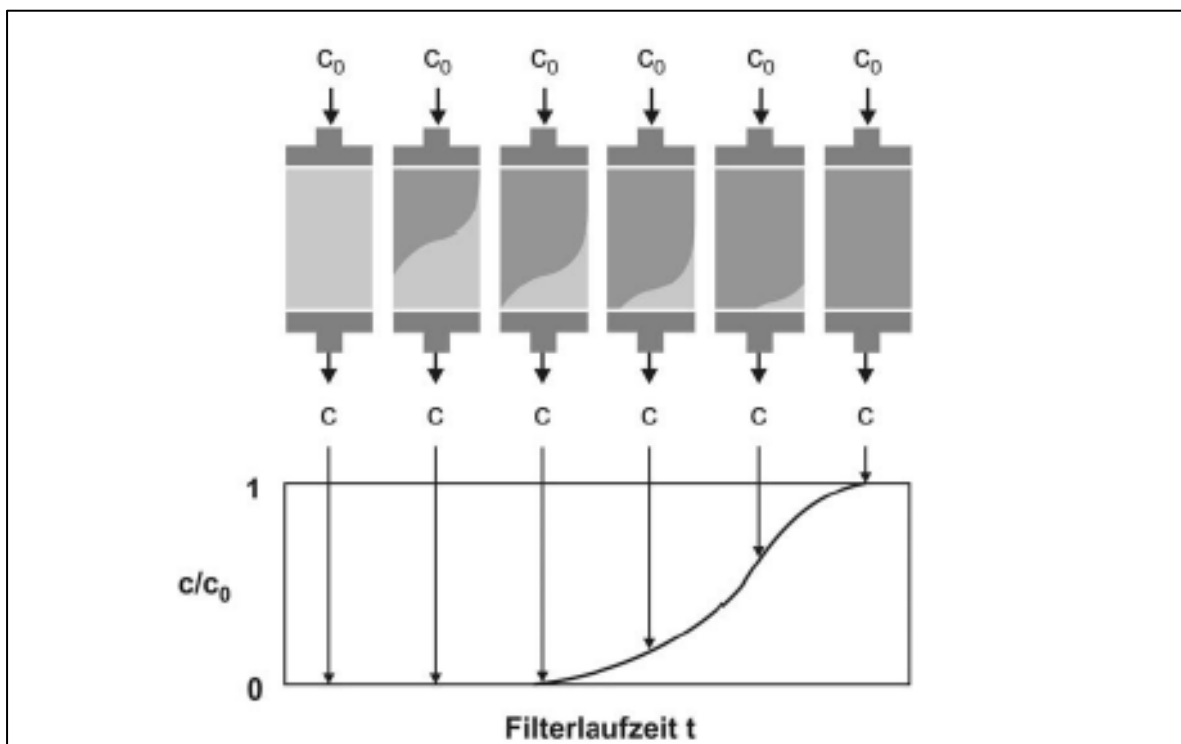


Abb. 3.5: Beladungsprofil Aktivkohlefilter (Fettig, 1985)

Beladene Aktivkohle muss ausgetauscht und erneuert bzw. reaktiviert werden. Bei der Reaktivierung gehen ca. 10 Prozent der Kohle verloren. Allerdings wird bei dem Reaktivierungsvorgang deutlich weniger Energie als bei der Herstellung neuer Kohle benötigt. Die Kosten für Kohle betragen ca. 1.300 € GAK/t und ca. 900 - 1100 € GAK/t für reaktivierte Kohle.

Bisher werden zur Berechnung von Kläranlagen Bettvolumen von 7.000-10.000 BVT/a angesetzt. Zusätzlich zu den Mikroverunreinigungen lassen sich folgende Stoffe reduzieren: AOX, TOC, DOC, CSB. Bei Versuchsanlagen in den Niederlanden wurde eine CSB-Elimination von 15-30 Prozent gemessen (BAFU, 2012). Auf der Kläranlage „Obere Lutter“ wurde eine CSB und TOC Elimination von bis zu 45 Prozent erreicht.

Durch die Filtration mit GAK Filtern können gute Eliminationsleistungen spezifischer Spurenstoffe festgestellt werden. Dabei zeigten sich besonders gute Ergebnisse bei dem Antiepileptikum Carbamazepin und dem Betablocker Metoprolol von ca. 90 Prozent. Das Analgetikum Diclofenac zeigte noch Eliminationsraten von ca. 80 Prozent. Allerdings sinken mit der Zeit die Eliminationsleistungen aufgrund der verschiedenen Durchbruchkurven im Filter (Abb. 3.6).

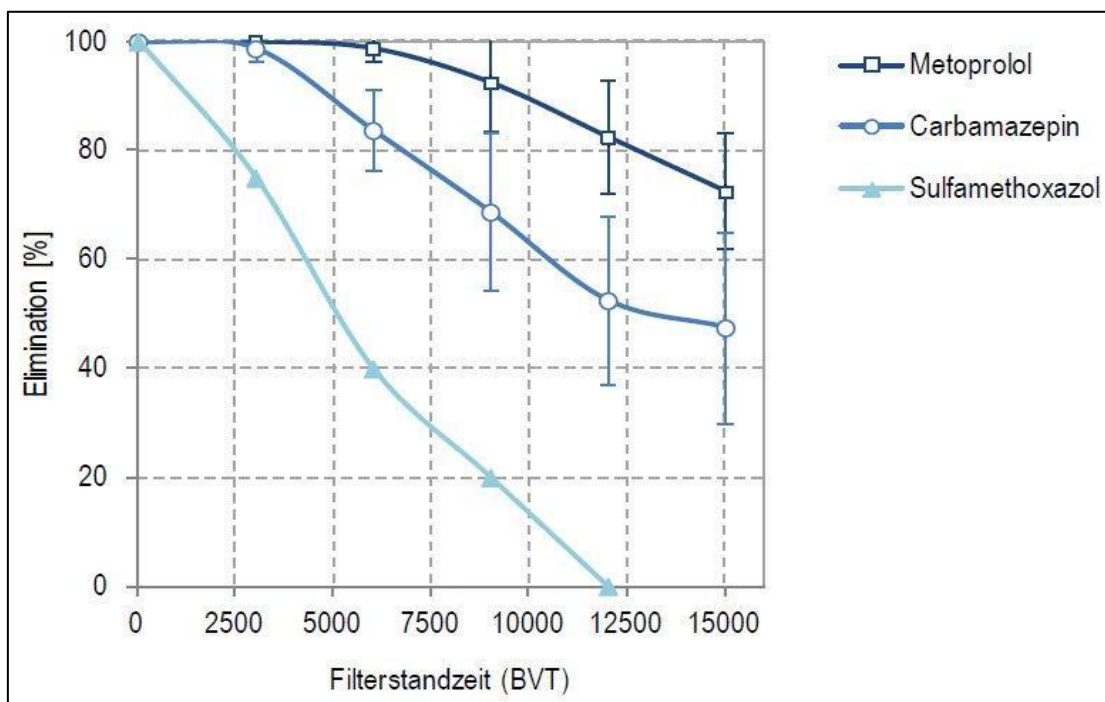


Abb. 3.6: Standzeit GAK-Filter bei ausgewählten Mikroschadstoffen (BAFU, 2012)

Versuchsanlagen in Deutschland zeigten ein stabiles und praxistaugliches Betriebsverhalten auf. GAK lässt sich zudem besonders gut auf Anlagen mit vorhandenen Filteranlagen nachrüsten.

3.3 Grundlagen der Ozonung

Ozon ist ein reaktives Gas. Es findet eine direkte und eine indirekte Oxidation in der wässrigen Lösung statt. Bei der direkten Oxidation reagiert das Ozon im Wasser mit anorganischen und organischen Substanzen. Die Reaktion ist selektiv; es werden bevorzugt bestimmte Bindungen wie Kohlenstoff-Doppelbindungen, phenolische Verbindungen, Aminogruppen usw., angegriffen. Das ist der Grund dafür, dass einige Substanzen schnell umgewandelt werden und andere gegen Ozon persistent sind. Bei der indirekten Oxidation zerfällt ein Teil des Ozons in Gegenwart von organischem Kohlenstoff und Hydroxid-Ionen (OH⁻) in Hydroxyl-Radikale (OH[•]). Die Hydroxyl-Radikale reagieren schnell und unspezifisch mit verschiedensten Substanzen. Trotz der kurzen Lebensdauer tragen sie zur Elimination von Mikroverunreinigungen bei, die nicht oder nur langsam mit Ozon reagieren.

Der Zerfall des Ozons ist durch weitere Faktoren, wie zum Beispiel dem pH-Wert, Temperatur und der Konzentration verschiedener Abwasserinhaltsstoffe limitiert. Die Stabilität des Ozons wird in großen Teilen durch den pH-Wert bestimmt.

Bei der Oxidation durch Ozon findet keine Elimination im herkömmlichen Sinne statt, vielmehr werden die Abwasserinhaltsstoffe in unbekannte Oxidationsprodukte transformiert. Die Oxidationsprodukte sind im Vergleich zum Ausgangsprodukt als weniger schädlich einzustufen. In der Regel soll dem Ozonreaktor eine biologische Stufe (Sandfiltration oder auch Aktivkohlefilter) folgen, um noch vorhandene schädliche Oxidationsprodukte zu eliminieren. Auf der Kläranlage Bad Sassendorf wurde der vorhandene Schönungsteich als biologische Stufe genutzt.

Auf Referenzanlagen wurden nach der Ozonung keine mutagene oder gentoxische Auswirkungen im Abwasser festgestellt. Besonders ist auf unerwünschte Nebenprodukte, die eine kanzerogene Wirkung haben, zu achten. Dazu zählen Nitrosamine, die durch eine Nachbehandlung (Sandfiltration) wieder entfernt werden und Bromate.

Durch eine Ozonung kann ein breites Spektrum an Mikroschadstoffen von über 80 Prozent entfernt werden. Aus Versuchsanlagen in der Schweiz (Regensdorf, Lausanne) geht hervor, dass dies mit einer Ozondosis von ca. 3-5 mg O₃/l gut zu erzielen ist.

Die Reaktionsgeschwindigkeit mit Ozon (Reaktionskonstante) bestimmt, ob und wie Spurenstoffe mit Ozon reagieren. Sehr gut lassen sich zudem Hormone und Antibiotika entfernen. Zu den Stoffen die sich weniger gut entfernen lassen, gehören noch einige Biozide und Röntgenkontrastmittel (Abb. 3.7).

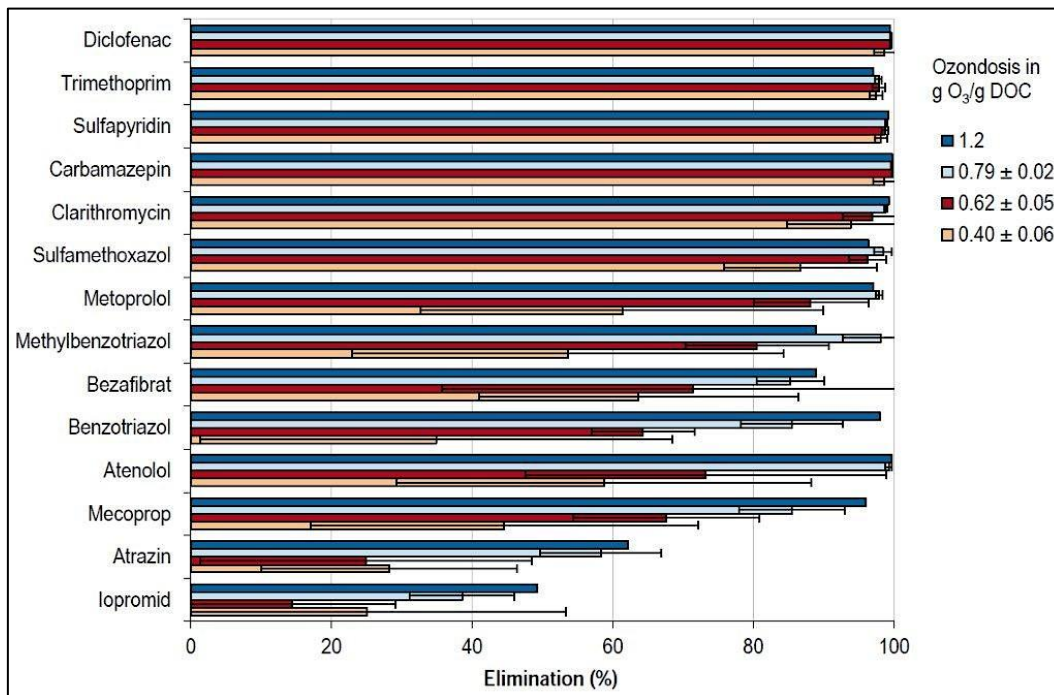


Abb. 3.7: Elimination von Mikroschadstoffen durch die Ozonung (BAFU, 2012)

Vor dem Bau einer Ozonung muss geklärt werden, ob das Abwasser geeignet ist. Hierzu sollte geprüft werden, ob eine Bildung von kanzerogenen Stoffen ausgeschlossen werden kann. DOC- und Nitrit-Werte im Ablauf der Nachklärung sollten nicht zu hoch sein, da sonst überproportional große Mengen an Ozon benötigt werden. Falls Industrieleiter angeschlossen sind, muss geprüft werden, ob die eingeleiteten Stoffe abgebaut werden können und ob problematische Reaktionsprodukte entstehen können.

Das Ozon wird durch einen Ozongenerator durch elektrische Entladung erzeugt. Die Ozonerzeugung ist energieintensiv, wobei 90 Prozent der eingetragenen Energie in Wärme umgewandelt wird und abgeführt werden muss.

Das Ozon wird einem Reaktor mittels Diffusor oder Injektoren (Eintragungssystem) zugeführt. Der Reaktor muss so aufgebaut sein, dass das Abwasser eine ausreichend lange Kontaktzeit von ca. 20 Minuten mit dem Ozon erhält. Bei Regenwetter sollte diese noch 5-10 Minuten betragen. In Bad Sassendorf und Vierlinden wurde eine Aufenthaltszeit von 13 bzw. 20-30 Minuten gewählt. Die benötigten Turbulenzen zur Durchmischung im Reaktor werden in der Regel durch Trennwände realisiert.

Bei der Auslegung des Reaktors muss weiterhin darauf geachtet werden, dass keine Totzonen entstehen. Das verwendete Material muss ozonbeständig sein; in der Regel reicht Beton aus. Der Ozoneintrag ist am Anfang des Reaktors und hat so Zeit mit dem Abwasser zu reagieren.

Die Abluft des Reaktors, die sich über dem Wasserspiegel bildet, muss über einen Restozonvernichter geführt werden, damit kein Gesundheitsrisiko für das Betriebspersonal entsteht. Die Abluft kann zusätzlich in die Belebung gepumpt werden.

Das Betriebspersonal muss sowohl im Dauerbetrieb als auch bei Betriebsstörungen vor Ozonaustritten geschützt werden.

Das Abwasser sollte danach wegen möglicher Transformationsprodukte in einer biologischen Stufe behandelt werden (Abb. 3.8).

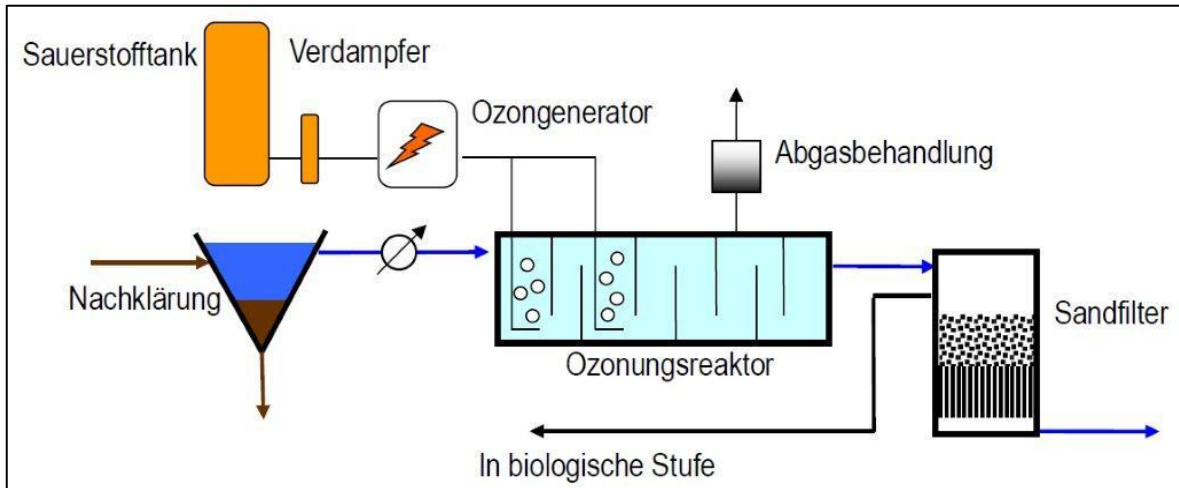


Abb. 3.8: Ablaufschema Ozonung (BAFU, 2012)

3.4 Gegenüberstellung der verschiedenen Verfahren

Die Literatursauswertung der unterschiedlichen Verfahren zur Mikroschadstoffelimination lassen sich wie in Tabelle 3.1 dargestellt zusammenfassen.

Tab. 3.1: Zusammenfassung Verfahren zur Elimination von Mikroschadstoffen

	Ozon	PAK	GAK
Eliminationsart	Oxidation	Adsorption	Adsorption
Vorbehandlung	Keine	Keine	Vorfiltration empfohlen
Nachbehandlung	Biologische Stufe (Sandfilter, Schönungsteich, Aktivkohlefilter)	Verschiedene Verfahren, auf jeden Fall eine Filtration (Sandfilter, Tuchfilter etc.)	Keine
Eliminationsrate im Durchschnitt	> 80%	> 80%	> 80%

Fortsetzung Tabelle 3.1

	Ozon	PAK	GAK
Desinfektion	> 90%	nur durch nachgeschalteten Filter möglich	Keine
Ökotoxizität	deutliche Reduktion	deutliche Reduktion	deutliche Reduktion
Weitere Effekte	Reduktion von NO ₂ -N, DOC, Entfernung von Farb- und Geruchsstoffen	Reduktion von DOC, CSB, P durch Fällmittel, Entfernung von Farb- und Geruchsstoffen	Reduktion von DOC, CSB, TOC, AOX, Entfernung von Farb- und Geruchsstoffen
Zugabe Mengen	2-6 mg O ₃ /l zeigten gute Ergebnisse auf Testanlagen	10-20 mg PAK/l zeigten gute Ergebnisse auf Testanlagen	abhängig von Filtergröße
Aufenthaltszeit Abwasser	> 20 min	> 20 min	> 20 min
Betriebsmittel	Sauerstoff, Strom,	PAK, Fäll- und oder Flockungshilfsmittel, Strom	GAK, Strom
Höchster Kostenfaktor	Energieaufkommen bei der Produktion von Ozon	PAK	GAK, Aktivkohle kann regeneriert werden
Betriebssicherheit	Ozon darf nicht austreten	PAK darf nicht im Vorfluter geraten	
Auswirkungen auf den Betrieb	Erhöhung des Stromverbrauchs (10-30%), hohe Sicherheitsanforderungen	erhöhter Schlammanfall je nach Zugabeort (5-30%), Schlamm muss verbrannt werden, keine landwirtschaftliche Nutzung möglich, hohe Abrasion und Korrosion	Erhöhung der Stromkosten
Sicherheit	Schulung des Personals, Überwachung der Raumluft, Ozon darf nicht austreten, Brandschutz wegen Reinsauerstoff	Atemschutz, Glimmbrand und Explosionsgefahr	Atemschutz
Sonstiges	Transformationsprodukte	Absetzeigenschaften des Schlammes verbessern sich	Durchbruchgefahr

3.5 Aktuelle Projekte und Forschungsvorhaben in NRW

Die Behandlung von Wasser mit Aktivkohle oder Ozon gehört mittlerweile zum Stand der Technik in der Trinkwasseraufbereitung. Anders sieht es bei der Abwasserbehandlung aus. In diesem Kapitel werden einige Forschungs- und Pilotanlagen vorgestellt.

3.5.1 Versuchsanlagen mit Aktivkohle

Der Einsatz reaktiver Pulveraktivkohle (PAK) aus einem Trinkwasserwerk wird seit 2013 auf dem Gelände des Klärwerks Düsseldorf-Süd durchgeführt. Es handelt sich hierbei um eine halbtechnische Versuchsanlage zur Elimination von Spurenstoffen aus dem kommunalen Abwasser. Die Anlage ist für ca. 500 Einwohner ausgelegt und besteht aus einer Versuchs- und Kontrollstraße. Die beiden Straßen sind baugleich und können unabhängig voneinander mit einem Reaktorvolumen von ca. 39 m³ betrieben werden. Das Volumen der Nachklärung beträgt je 6,5 m³. In diesem Projekt soll erfasst werden, wie viel Mikroschadstoffe anhand der Leitparameter Diclofenac (Analgetikum), Sulfamethoxazol (Antibiotikum) und Carbamazepin (Antiepileptikum) durch reaktivierte PAK entfernt werden kann.

Eine weitere Versuchsanlage befindet sich auf der Kläranlage Wuppertal-Buchenhofen. In dieser Anlage soll die Erweiterung einer bestehenden Filtrationsanlage zur Adsorptionsstufe erprobt werden. Die Abwasserreinigungsanlage besteht aus einem einstufigen mechanischen und biologischen Teil. Der Ablauf der Nachklärung fließt durch 28 Mehrschichtfilter mit einer Gesamtfläche von 1680 m² und wird dann in den Vorfluter Wupper geleitet. Der anfallende Schlamm wird verbrannt. Die Anlage ist für 600.000 Einwohner ausgebaut. Die PAK-Dosierung soll direkt in dem Überstauraum der Filterfläche erfolgen. Hierzu wurde Anfang 2011 eine Filterzelle auf PAK umgestellt (Abb. 3.9).

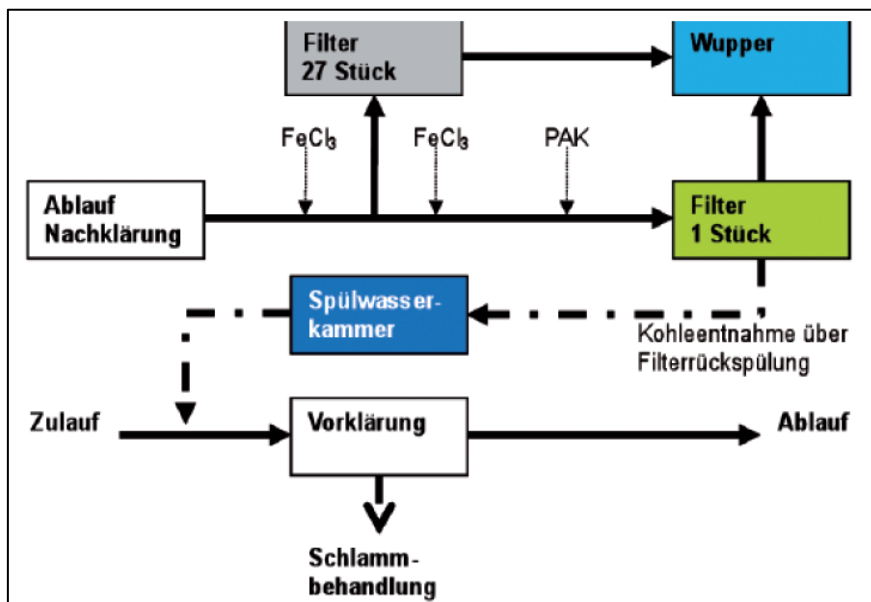


Abb. 3.9: Klärwerk Buchenhofen: Schema der PAK-Dosierung (MKULNV NRW, 2013)

Die Filterfläche beträgt 60 m² und wird mit einer Filtergeschwindigkeit von ca. 3 m/h betrieben. Die Investitionen zum Umrüsten der Filterkammern und der Anlagentechnik belaufen sich auf rund 2,0 Millionen Euro netto.

Bei dem Verbandsklärwerk des Abwasserverbandes - Obere Lutter in Gütersloh werden CSB und Mikroschadstoffe mit Einsatz von granulierter Aktivkohle in einer Filtration entfernt. Das Klärwerk besteht aus einer zweistufigen mechanischen und biologischen Abwasserreinigungsanlage mit einer nachgeschalteten Festbettdenitrifikation und einer Flockungsfiltration. Die Flockungsfiltration besteht aus 10 Kammern, die jeweils eine Filterfläche von 40 m² haben. Nach der Flockungsfiltration folgen zwei Schönungsteiche. Die Anlage ist für 380.000 Einwohner ausgelegt.

Seit dem Jahr 2010 wird eine Filterzelle 40 m² mit GAK betrieben und die CSB und Mikroschadstoffelimination untersucht. Aufgrund der positiven Ergebnisse im ersten Versuchsabschnitt (Abb. 3.10) sollen 4-5 weitere Filterkammern zu Adsorbern umgebaut werden. Das Vorhaben wurde vom Land NRW gefördert.

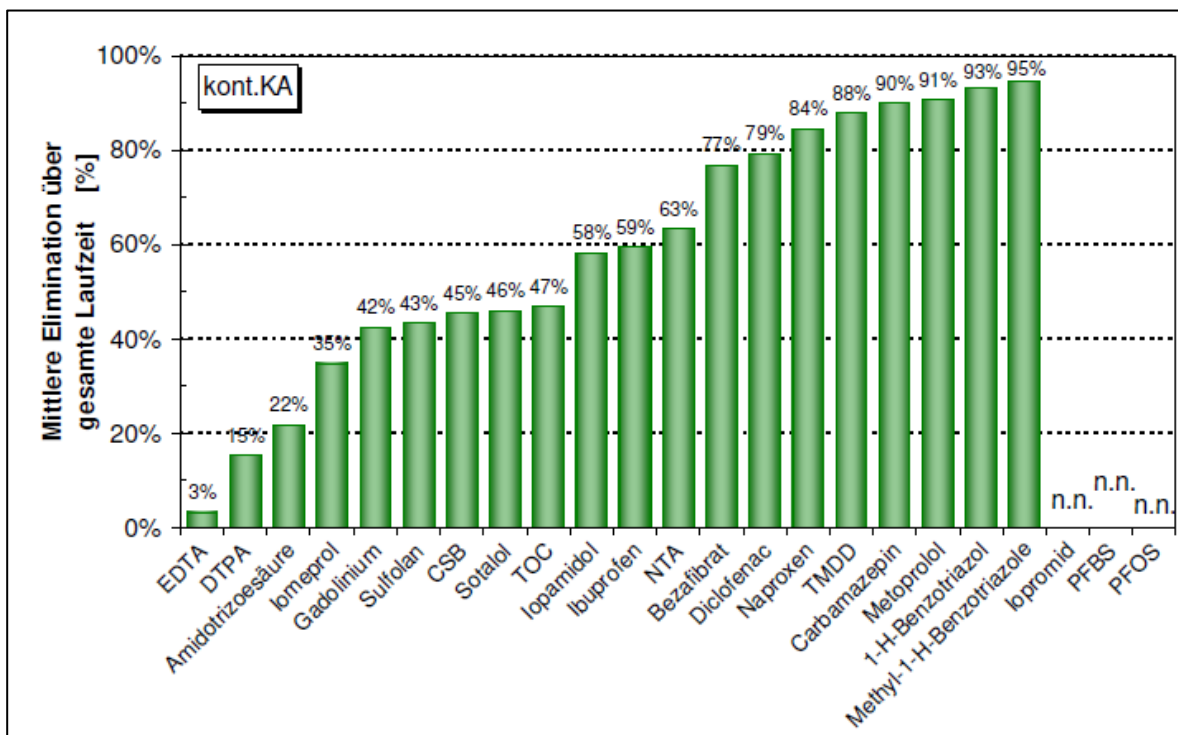


Abb. 3.10: Mittlere Eliminationsrate mit GAK auf der KA - Obere Lutter (IWW, 2012)

Die Kläranlage Gütersloh-Putzhagen führt eine Spurenstoffelimination mit granulierter Aktivkohle in einer bestehenden Flockungsfiltrationsanlage durch. Die Anlage ist für 150.600 Einwohner ausgebaut. Der Nachklärung folgen 9 Filterzellen, die im Jahre 1992 in Betrieb genommen wurden.

Zwei der Filterzellen wurden Anfang 2013 mit GAK gefüllt und werden parallel zu den andern Filtern betrieben (Abb. 3.11).



Abb. 3.11: Schwerkraftfilter mit GAK, Kläranlage Gütersloh Putzhagen (MKULNV NRW, 2013)

3.5.2 Versuchsanlagen mit Ozonung

Auf der Kläranlage Bad Sassendorf werden Mikroschadstoffe über eine Ozonierung eliminiert. Diese Pilotanlage ist für 13.000 Einwohner ausgebaut und wurde Ende 2009 in Betrieb genommen. Die Kläranlage ist als einstufige, konventionelle mechanisch-biologische Abwasserreinigungsanlage aufgebaut. Zwischen Nachklärung und Schönungsteich wurde ein zweistraßiger Ozonreaktor mit je 32,5 m³ Volumen erstellt (Abb. 3.12).

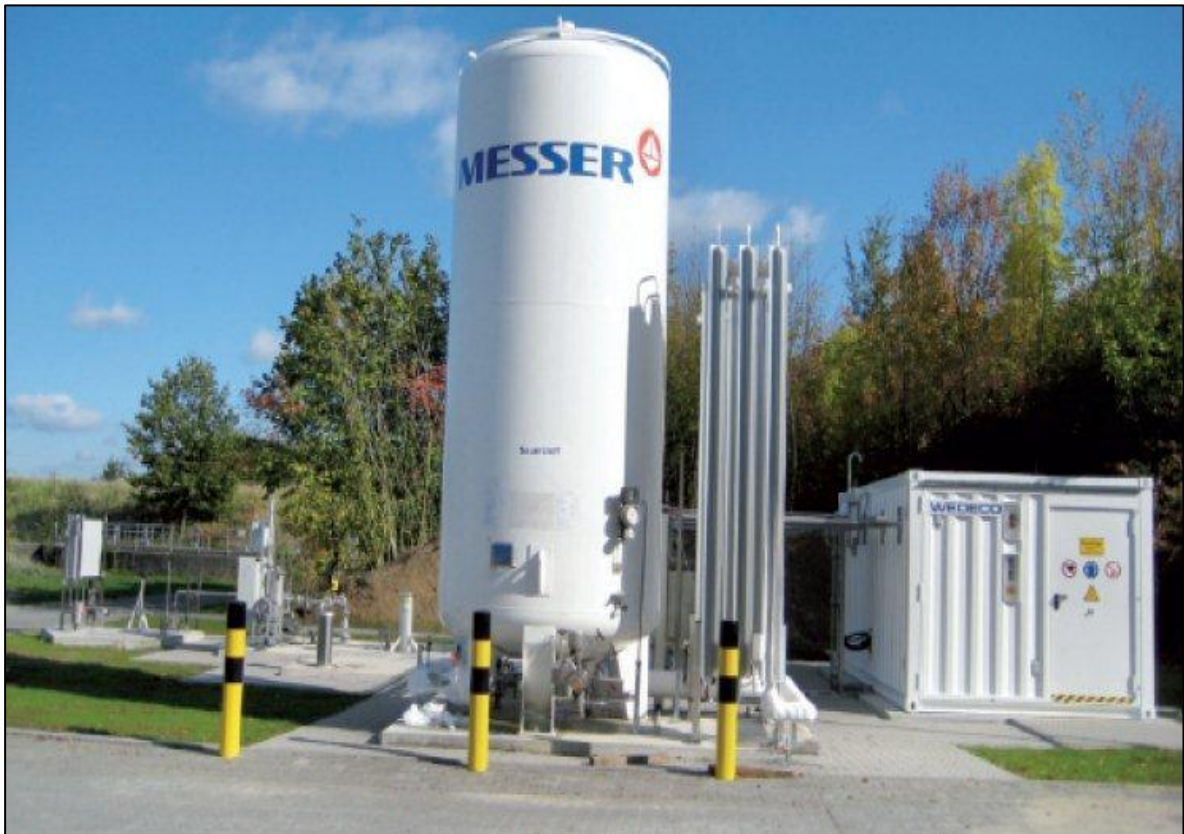


Abb. 3.12: Ozonanlage Bad Sassendorf (MKULNV NRW, 2013)

Es können Abwassermengen bis zu 300 m³/h behandelt werden. Aufgrund des Schönungsteichs musste keine zusätzliche Nachbehandlung errichtet werden.

Die Kläranlage Duisburg-Vierlinden entfernt Spurenstoffe durch eine nachgeschaltete Ozonung. Die Kläranlage ist für 30.000 Einwohner ausgebaut. Die Inbetriebnahme der Ozonung wurde in 2011 durchgeführt. Als Besonderheit wird im Reaktor mit zwei verschiedenen Eintragungssystemen für Ozon gearbeitet.

3.5.3 Auflistung weiterer Versuchsanlagen

Weitere Versuchsanlagen oder Machbarkeitsstudien in NRW werden in der nachfolgenden Aufstellung (Tabelle 3.2) aufgelistet. Über das Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW können nähere Informationen zu diesem Thema bezogen werden.

Tab. 3.2: Versuchsanlagen zur Spurenstoffentfernung in NRW

Kläranlage	Art der Anlage / Studie	Verfahren	Filter vorhanden
Bad Oeynhausen	Machbarkeitsstudie	GAK	Ja
Detmold	Pilotanlage	Ozon	Ja
Dülken	Machbarkeitsstudie und Variantenuntersuchung	PAK, GAK	Nein
Düren-Merken	Pilotanlage	PAK, GAK	Ja
Espelkamp	Machbarkeitsstudie und Variantenuntersuchung	PAK, GAK, Ozon, Ozon u. Ultraschall	Nein
Harsewinkel	Machbarkeitsstudie	PAK, GAK, Ozon	Ja
Köln Rodenkirchen	Pilotanlage	GAK, Ozon	Ja
Lage	Variantenuntersuchung	PAK, GAK	Ja
Lemgo	Machbarkeitsstudie und Variantenuntersuchung	PAK, GAK, Ozon	Ja
Löhne	Machbarkeitsstudie und Variantenuntersuchung	PAK, GAK, Ozon	Nein
Neuss Ost	Machbarkeitsstudie	PAK, GAK	Ja
Rietberg	Machbarkeitsstudie, halbtechnische Versuche	GAK	Ja
Schwerte	Großtechnische Versuchsanlage	PAK und Ozon	Nein
Waldbröl	Großtechnische Versuchsanlage	Membran und Ozon	Nein
Warburg	Machbarkeitsstudie	PAK, GAK, Ozon	Nein

4 Variantenbeschreibung und Schadstoffuntersuchung

4.1 Allgemeines

Die Auswahl einer Variante zur Entfernung von Mikroschadstoffen hängt von vielen projektspezifischen Bedingungen ab. Neben der Wirtschaftlichkeit beeinflussen auch die festgestellten Spurenstoffe die Festlegung auf eine Verfahrenstechnik. Zudem müssen der Platzbedarf und die Ausstattung (z.B. Filtrationsstufen, Schönungsteich usw.) der Kläranlage berücksichtigt werden. Für die Kläranlage Grundsteinheim werden zuerst die Schadstoffuntersuchungen dargestellt und danach drei ausgewählte Varianten beschrieben und bewertet.

4.2 Untersuchung der Schadstoffe auf der Kläranlage Grundsteinheim

Für die Kläranlage Grundsteinheim wurden folgende Stoffe, die in der Abbildung 4.1 aufgeführt sind, analysiert. Da für Spurenstoffe noch keine Grenzwerte festgelegt wurden (siehe Arbeitsbericht des DWA-Fachausschusses KA-3, 2013), finden die vorgegebenen Stoffe eine Bewertung anhand eines allgemeinen Vorsorgewertes (VWa); es sei denn, es liegt ein kleinerer gesundheitlicher Orientierungswert (GOW) oder ein Leitwert (LW) vor.

Dieser VWa kann für Arzneimittel pauschal mit 0,1 µg/l und für Industriechemikalien und sonstigen anthropogenen Spurenstoffen mit 10 µg/l angenommen werden, falls kein ökotoxikologisches Qualitätsziel vorhanden ist. Stoffe die im Anhang der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) oder im Anhang 2 den Umweltqualitätsnormen (UQN) genannt sind, bekommen den dort genannten Wert als Grenzwert vorgeschrieben. Zusätzlich wird ein Chronisches Qualitätskriterium (AA-EQS) angegeben. Diese Werte beschreiben Grenzen bei denen Organismen im Gewässer vor Langzeitbelastungen geschützt werden sollen (oekotoxzentrum,2014).

Die Eliminationsraten der verschiedenen Verfahren sind gemessene Werte aus Pilot- und Referenzanlagen. Sie können daher nicht vollständig auf andere Anlagen übertragen werden. Sie sollen vielmehr aufzeigen, wie sich Mikroschadstoffe bei den verschiedenen Varianten verhalten und somit die Festlegung auf ein Verfahren ermöglichen. Es wurden Eliminationsraten von den Kläranlagen: Regensdorf (Ozon und PAK), Lausanne (Ozon und PAK), der Eawag (PAK) in der Schweiz, Bad Sassendorf (Ozon), Schwerte (PAK und Ozon) und der Oberen Lutter (GAK) in Deutschland ausgewertet.

Einige Werte für die Ozonung wurden aus der Literaturstudie Golloch et al. (2005) entnommen. Die Ergebnisse wurden miteinander verglichen. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Eliminationsraten für die PAK und GAK ähnlich sind. Damit lassen sich Rückschlüsse auf die Eliminationsrate der verschiedenen Varianten ziehen. Die Eliminationsraten werden anhand eines Bewertungsschlüssels angegeben.

Die Beurteilung für die Eliminationsraten stammen aus verschiedenen Referenzanlagen und aus folgender Literatur:

¹Alt et al., 2012; ²BAFU, 2012; ³Bolle und Pinnekamp, 2011; ⁴Bornemann et al., 2012; ⁵Golloch et al., 2005; ⁶Grünebaum et al., 2012; ⁷Herbst et al., 2012; ⁸Hydro Ingenieure, 2012; ⁹Kapp, 2012; ¹⁰MKULNV NRW, 2012.

Weiterhin Grenzwerte aus der WRRL.

Parameter/Spurenstoff	Beschreibung	Vorschläge von Grenzwerten			Aktuelle Messwerte		Eliminationsrate																							
		Vwa [µg/l]	AA-EQS [µg/l]	WRRL-ZHK-UQN [µg/l]	Messwerte [µg/l]	UQN [µg/l]	Mittelwert [µg/l]	PAK	GAK	Ozon																				
Arzneimittelwirkstoffe																														
Atenolol	Betablocker		150		20.01.2014	27.01.2014	0,050	0,050	2	+	+	2,8																		
Bezafibrat	Lipidsenker		0,46				0,110	0,110	2	+	+	2,6																		
Bisoprolol	Betablocker	0,1					0,780	2,900																						
Carbamazepin	Antiepileptikum				0,5		1,500	1,800																						
Clarithromycin	Antibiotikum		0,06		0,00004		0,067	0,120	2	+	+++	2,3,5,6,7,10																		
Diclofenac	Analgetikum (Schmerzmittel)		0,05		0,1		1,900	2,100				2,5																		
Metoprolol	Betablocker		64				1,100	1,100				1,3,5,6,7,10																		
Naproxen	Analgetikum (Schmerzmittel)	0,1	1,7				0,050	0,075	2	+	+	2,6																		
Oxazepam	Psychopharmakon	0,1					1,500	0,200																						
Phenazon	Analgetikum (Schmerzmittel)	0,1					0,050	0,050																						
Sotalol	Betablocker	0,1					1,200	1,200				2,3,5,6																		
Sulfamethoxazol	Antibiotikum		0,6		0,1		0,620	0,074	2	0	+	2,5,6,9																		
Röntgenkontrastmittel																														
Amidolizoesäure	Kontrastmittel	0,1					1,300	0,580				6,7,10																		
Iomeprol	Kontrastmittel	0,1					0,050	0,050	2	0	-	2,6																		
Iopamidol	Kontrastmittel	0,1					1,100	0,280	2	0	-	2,6																		
Iopromid	Kontrastmittel	0,1					0,050	0,050	2	0,+	-	2																		
Östrogene																														
17-alpha-Ethinylestradiol	Estrogen (Steroidhormon)		0,000037				0,005	0,005																						
17-beta-Estradiol	Estrogen (Steroidhormon)		0,0004				0,005	0,005																						
Estron	Estrogen (Steroidhormon)		0,0036				0,005	0,005	2	++	++	2,6																		
Pflanzenschutzmittel																														
Diuron	Herbizid (PSM)		0,02	1,8			0,050	0,050	2	+	0	2																		
Isoproturon	Herbizid (PSM)		0,32	1			0,120	0,050	2	0,+	0,+	2																		
Terbutyn	Herbizid (PSM)		0,065	0,034			0,050	0,050	2	-	-	2																		
Industriechemikalien																														
Benzotriazol	Korrosionsinhibitor		30				6,000	4,100	2	+	0	2																		
Bisphenol A	Additiv (Prioritäre Stoffe)		1,5				0,010	0,074	2,3	+++	0,+	2,6,7,10																		
DEHP	Additiv (Prioritäre Stoffe)	10					1,000	1,000			8																			
Nonylphenol	Additiv (Prioritäre Stoffe)		0,013	2			0,150	0,100	2	--	+	2,6																		
Octylphenol	Additiv (Prioritäre Stoffe)	10					0,018	0,025																						
Süßstoffe																														
Cyclamat	Süßstoff	10					0,400	0,390																						
Saccharin	Süßstoff	10					0,370	0,520																						
Acesulfam	Süßstoff	10					62,000	51,000																						
Sucralose	Süßstoff	10					2,740	3,590																						
Legende:																														
Beurteilung der Eliminationsleistung der unterschiedlichen Verfahren																														
<table border="0"> <tr> <td>--</td> <td>< 20 %</td> <td>Vwa</td> <td>Allgemeiner Vorsorgewert</td> </tr> <tr> <td>-</td> <td>20-50 %</td> <td>AA-EQS</td> <td>Chronisches Qualitätskriterium</td> </tr> <tr> <td>0</td> <td>50-70 %</td> <td>WRRL</td> <td>Prioritäre Stoffe: Anhang der Wasserrahmenrichtlinie</td> </tr> <tr> <td>+</td> <td>70-90 %</td> <td>UQN</td> <td>Anhang 2 Umweltqualitätsnormen</td> </tr> <tr> <td>++</td> <td>> 90 %</td> <td></td> <td></td> </tr> </table>											--	< 20 %	Vwa	Allgemeiner Vorsorgewert	-	20-50 %	AA-EQS	Chronisches Qualitätskriterium	0	50-70 %	WRRL	Prioritäre Stoffe: Anhang der Wasserrahmenrichtlinie	+	70-90 %	UQN	Anhang 2 Umweltqualitätsnormen	++	> 90 %		
--	< 20 %	Vwa	Allgemeiner Vorsorgewert																											
-	20-50 %	AA-EQS	Chronisches Qualitätskriterium																											
0	50-70 %	WRRL	Prioritäre Stoffe: Anhang der Wasserrahmenrichtlinie																											
+	70-90 %	UQN	Anhang 2 Umweltqualitätsnormen																											
++	> 90 %																													
Erklärung Abkürzungen																														

Abb. 4.1: Untersuchungsergebnisse der KA Grundsteinheim

Im Rahmen der Auswertung wurden die Frachten (72 h- Mischprobe) der gemessenen Mikroschadstoffe bestimmt. Als auffallend gekennzeichnet wurden dabei die Parameter Acesulfam (85,2 g), Benzotriazol (8,2 g), Sucralose (4,2 g) und Oxazepam (2,1 g) mit den angegebenen Frachten. Weitere Ergebnisse können den Untersuchungsbefunden (siehe 9.) entnommen werden.

Der Bereich Süßstoffe wurde nicht wegen der Schädlichkeit, sondern als Indikator zur Feststellung von anthropogenen Einflüssen mit aufgenommen. Der auffällige Acesulfam-Wert konnte direkt einem Indirekteinleiter im Ortsteil Grundsteinhein zugeordnet werden.

Anhand einiger Leitparameter wurde in Tabelle 4.1 ein Vergleich zwischen verschiedenen Kläranlagen vorgenommen, um die Menge des Eintrags der Mikroschadstoffe beurteilen zu können. Zudem werden in Abbildung 4.2 die Ergebnisse dargestellt.

Tab. 4.1: Vergleich der Messergebnisse KA Grundsteinheim mit anderen Kläranlagen

Leitparameter		Messergebnisse*		Messergebnisse**			
		KA Grundsteinheim	KA Bad Lippspringe	KA Warburg	KA Schwerte	KA Bad Sassendorf	KA Duisburg Vierlinden
		[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Arzneimittelwirkstoffe	Carbamezepin	1,65	0,52		1,10	1,30	1,80
	Diclofenac	2,00	1,25	1,10	3,00	4,90	1,30
	Metoprolol	1,10	1,70	0,76	1,00	0,54	0,57
	Sotalol	1,20	0,43				
	Sulfamethoxazol	0,35	0,40	0,70	1,00	0,71	0,65
	Amidotrioesäure	0,94	0,66	0,60	8,80	0,45	0,80
	Iomeprol	0,05	0,11	0,78	1,80	0,38	0,80
	Iopamidol	0,69	1,03	1,80	1,20	1,50	
	Iopromid	0,05	0,12	0,80	0,45	1,10	0,20
Industriechemikalien	Benzotriazol	5,05	3,68	2,30	2,60	2,10	1,70
	Bisphenol A	0,04	0,18	0,10	0,10	9,70	0,03
Süßstoffe	Acesulfam	56,50	2,10				
	Sucralose	3,17	1,52				
*	72 h Mischprobe						
**	24 h Mischprobe						

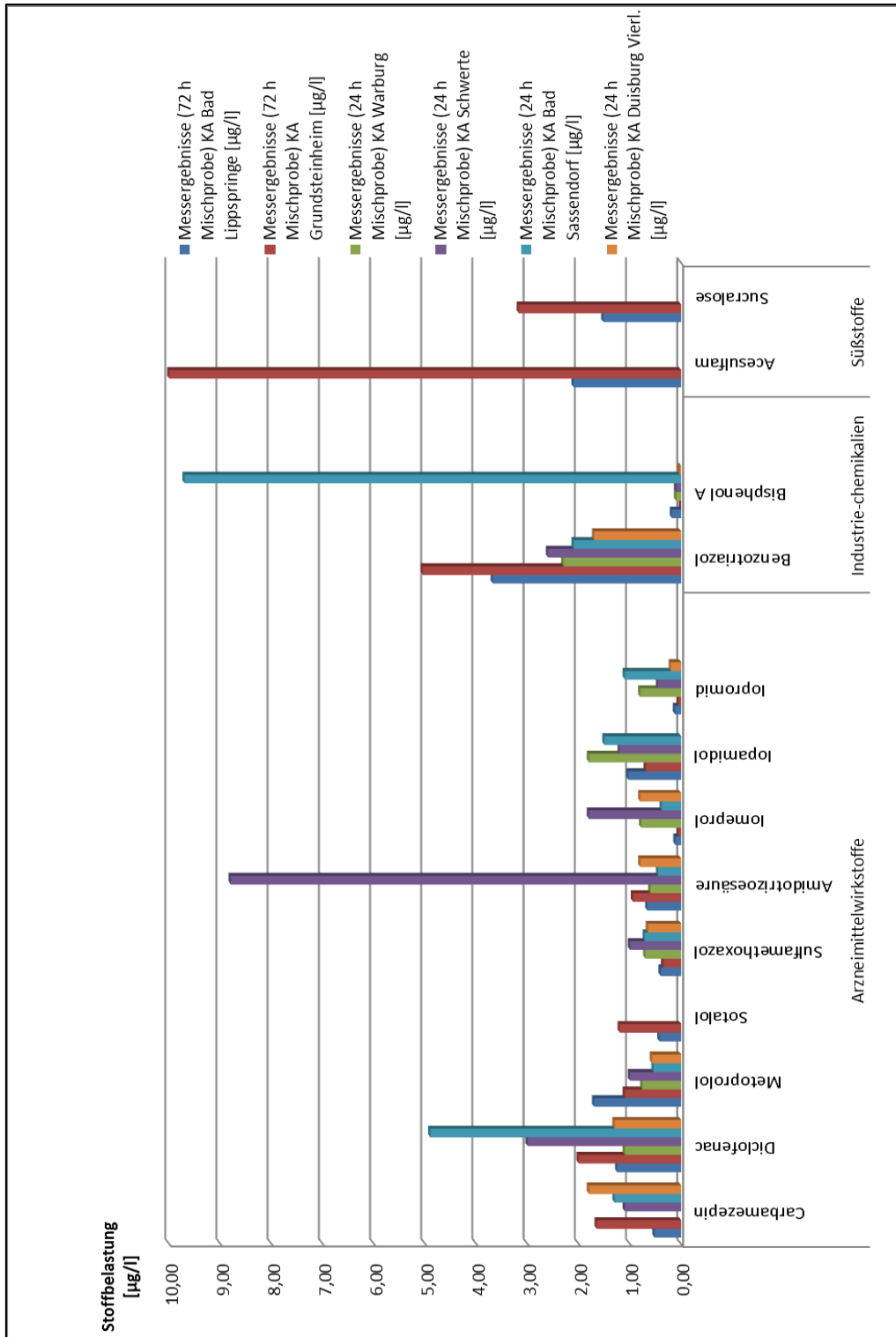


Abb. 4.2: Darstellung einiger Leitparameter des Ablaufs der Kläranlage Grundsteinheim im Vergleich zu anderen Kläranlagen in NRW

4.3 Pulveraktivkohle (PAK) - Variante 1

Für PAK-Anwendungen stehen verschiedene verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Auswahl. In dieser Variante wird die PAK in ein separates Kontaktbecken gegeben. Das Fällmittel und Flockungshilfsmittel wird entsprechend zudosiert. Nach einer Aufenthaltszeit von ca. 30 Minuten verlässt das Wasserkohlegemisch den Kontaktreaktor und fließt in die anschließende Sedimentation. Ein Teil des Schlammes wird zurück in den Kontaktreaktor gefördert, um der PAK eine längere Aufenthaltsmöglichkeit im Wasser zu ermöglichen.

Der Ablauf aus der Sedimentation wird über einen Sandfilter geführt. Das Rückspülwasser zur Reinigung des Sandfilters wird zurück in den Sandfang geleitet, um eventuell ausgeschwemmtes Material zu entfernen. Das Filtrat durchläuft das Vorhaltebecken und wird dann in den Schönungsteich eingeleitet.

Die PAK wird durchflussproportional zum Abwasserstrom zudosiert. Vor und hinter dem Sandfilter erfolgt eine Trübstoffmessung.

Vorteile der Variante 1:

- ca. 80% der Mikroschadstoffe werden entfernt
- PAK ist ein adsorptives Verfahren, Schadstoffe werden eliminiert
- Farb- und Geruchsstoffe werden zusätzlich entfernt
- Vorhandenes Fällmittel kann verwendet werden
- Verminderung der Ökotoxizität
- Keine Rücklösung von Schadstoffen zu erwarten, da die Pulveraktivkohle nicht lange im System verweilt
- Absetzbarkeit des Schlammes verbessert sich

Nachteile der Variante 1:

- Platzbedarf
- Bautechnisch teuer (Kontaktbecken, Sedimentationsbecken, Sandfilter, PAK-Dosierung)
- PAK kann nicht wieder verwendet werden, dadurch hohe Betriebskosten
- Größere Mengen an Fäll- und Flockungshilfsmitteln
- PAK ist abrasiv
- 5-10% mehr Klärschlamm durch PAK
- Keine landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes möglich

4.4 Granulierte Aktivkohle - Variante 2

In diesem Verfahren werden die Mikroschadstoffe mittels GAK entfernt. Der Ablauf des Nachklärbeckens durchfließt drei parallel nebeneinander geschaltete Filter. Insgesamt werden 4 Filter geplant, um die Betriebssicherheit zu erhöhen. Zudem kann so das Filtermaterial ohne Betriebsausfall gespült oder gewechselt werden. Die GAK-Filter werden abwärts durchströmt. Der Ablauf der Filter fließt durch das Vorhaltebecken und wird von dort in den Schönungsteich eingeleitet. Das Rückspülwasser der Filter wird zurück in das Verteilerbauwerk geführt und auf die beiden Belebungsbecken aufgeteilt.

Vor und hinter den GAK-Filtern werden Messungen vorgenommen, um einen möglichen Durchbruch bestimmter Spurenstoffe zu erkennen.

Vorteile der Variante 2:

- ca. 80% der Mikroschadstoffe werden entfernt
- GAK ist ein adsorptives Verfahren Schadstoffe werden entfernt
- Farb- und Geruchsstoffe werden zusätzlich entfernt
- Aktivkohle muss nicht aus dem Wasserkreislauf entnommen werden
- Aktivkohle kann reaktiviert werden
- Bautechnischer Aufwand geringer als Variante 1
- Hohe Betriebssicherheit
- Kein erhöhter Klärschlammanfall
- Klärschlamm braucht keine gesonderte Behandlung
- Verminderung der Ökotoxizität
- Kein zusätzliches Fäll- und Flockungshilfsmittel

Nachteile der Variante 2:

- Verminderung der Reinigungsleistung je nach Beladung der GAK
- Durch Desorption können einige Spurenstoffe ausgespült werden

4.5 Ozonung - Variante 3

In der dritten Variante werden die Mikroschadstoffe mittels Ozon eliminiert bzw. vielmehr transformiert. Ozon muss auf der Kläranlage selbst produziert werden. Die Produktion benötigt Sauerstoff und Energie. Auf der Anlage wird das Ozon über einen Ozongenerator hergestellt.

Das produzierte Ozon wird dem Ablauf der Nachklärung in einen Reaktorraum zugegeben. Dieser Reaktorraum muss so ausgebildet sein, dass eine gute Durchmischung und eine ausreichende Aufenthaltszeit gewährleistet wird. Die Abluft aus dem Reaktorraum wird über einen Restozonvernichter gereinigt; es darf kein Ozon in die Umgebungsluft gelangen, um das Betriebspersonal nicht zu gefährden. Die Abluft kann zurück in die Belebung geführt werden. Es muss sichergestellt werden, dass das Ozon am Ende des Reaktors aufgebraucht ist. Das Wasser aus dem Ozon-Reaktor muss

biologisch nachbehandelt werden. Im Fall der Kläranlage Grundsteinheim soll das über den vorhandenen Schönungsteich erfolgen.

Die Ozonmenge wird durchflussproportional zudosiert. Zudem findet eine Steuerung über den gemessenen DOC-Gehalt statt. Am Ende des Reaktors wird das Restozon in der Luft und in der Wasserphase gemessen, um eine Überdosierung zu vermeiden.

Vorteile der Variante 3:

- Ca. 80% der Mikroschadstoffe werden entfernt
- Farb- und Geruchsstoffe werden zusätzlich entfernt
- Desinfektion des Abwassers.
- Bautechnisch geringer Aufwand
- In die vorhandene Anlage integrierbar, biologische Stufe bereits vorhanden (Schönungsteich)
- Hohe Betriebssicherheit
- Verminderung der Ökotoxizität

Nachteile der Variante 3:

- Hoher Stromverbrauch
- Unerwünschte Transformationsprodukte
- Arbeitsschutz (Ozon)
- Hohe Sicherheitsanforderungen

5 Integration in den Kläranlagenbetrieb

5.1 Grundlagen der Bemessung

Die aus dem Betriebstagebuch ermittelten Zuflussmengen für den Mischwasserzufluss bzw. die Neuberechnung wurden als Grundlage für die Bemessung der Schadstoffelimination genommen.

In Tabelle 5.1 werden die Zulaufmengen für die Berechnung der ausgewählten Varianten aufgeführt.

Tab. 5.1: Zulaufmengen KA Grundsteinheim

Zulaufmenge	l/s	m ³ /h
Q_M	36	130
$Q_{T,h,max}$	11	40
Q_{max} (nach Bescheid)	86,7	312

5.2 Variante 1: Pulveraktivkohle

Diese Variante umfasst, wie im vorherigen Kapitel beschrieben, die Pulveraktivkohlezugabe in einen Kontaktreaktor im Ablauf der Nachklärung. Als maximale Beschickung der Aktivkohlebehandlung wird Q_M gewählt. Bei Regenereignissen (Abfluss > 36 l/s) erfolgt ein Entlastung in den vorhandenen Schönungsteich.

Alle Becken müssen neu erstellt werden. Es ist keine vorhandene Bausubstanz nutzbar. Nach dem Ablaufschacht der Nachklärung fließt das Abwasser einer Pumpstation zu. Die Pumpen werden auf Q_M ausgelegt. Insgesamt sind drei Tauchmotorpumpen vorgesehen, wobei eine der Redundanz dient.

Nach der Pumpstation durchfließt das Abwasser die weiteren Bauwerke im freien Gefälle. Die Becken werden als Erdbecken ausgeführt. Die Behandlungsstufe soll im Bereich des Schönungsteiches errichtet werden (Abb. 5.1).

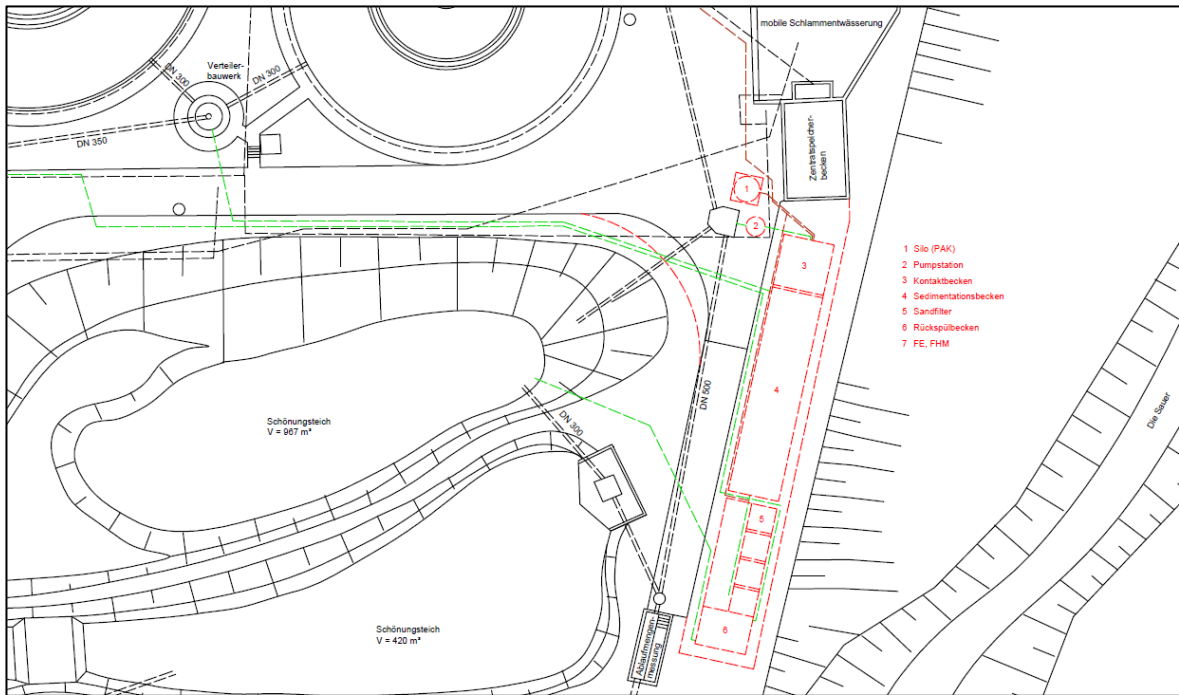


Abb. 5.1: Einbindung der PAK-Stufe in die KA Grundsteinheim

Um die Aufenthaltszeit von ca. 30 Minuten bei Q_M im Kontaktbecken zu erreichen, muss ein Volumen von 65 m^3 vorhanden sein.

$$V = t_R * Q_M [\text{m}^3] = 0,5 \text{ h} * 130 \text{ m}^3/\text{h} = 65 \text{ m}^3$$

Mit einer gewählten Wassertiefe von 4 m ergibt sich eine Oberfläche von $16,2 \text{ m}^2$. Der Reaktorraum wird mit einem Rührwerk ausgestattet, um eine ausreichende Durchmischung zu gewährleisten. Die Pulveraktivkohle wird im Zulauf des Kontaktbeckens zudosiert. Bei einer maximalen Dosiermenge von 20 mg/l und Q_M werden ca. 62 kg PAK/d verbraucht, bei einer mittleren Dosiermenge von 10 mg/l und einem mittlerem Zufluss sind es ca. $9,5 \text{ kg PAK/d}$.

Das Silo zur Lagerung der Pulveraktivkohle wurde mit einer mittleren Dosiermenge und einem Zufluss von ca. 11 l/s berechnet. In dem Silo (Nutzvolumen 10 m^3) können ca. 5 t PAK (Dichte ca. 500 kg/m^3) bevorratet werden. Daraus ergibt sich eine Standzeit von ca. 500 d . Je nach Dosierung sind Abweichungen möglich. Das Fäll- und Flockungshilfsmittel wird entsprechend zudosiert.

Das Absetzbecken wird als längsdurchströmtes Becken ausgeführt. Zur Auslegung wird eine Aufenthaltszeit von mindestens 2 h bei Q_M und eine Oberflächenbeschickung von maximal $2 \text{ m}^3/\text{h}$ berücksichtigt. Daraus ergibt sich eine Oberfläche 65 m^2 .

$$A = \frac{Q_M}{q_A} [\text{m}^2] = \frac{130 \text{ m}^3/\text{h}}{2 \text{ m}^3/\text{h}} = 65 \text{ m}^2$$

Die gewählte Wassertiefe beträgt 4 m. Hieraus ergibt sich ein Gesamtvolumen von 260 m³.

$$V = A * h [m^3] = 65 m^2 * 4 m = 260 m^3$$

$$t_R = \frac{V}{Q_M} [h] = \frac{260 m^3}{130 m^3/h} = 2 h$$

Bei einer gewählten Breite von 4 m ergibt sich eine Gesamtlänge von 16,2 m. Das Absetzbecken wird trichterförmig zum Zulauf hin ausgebildet. Ein Räumler fördert die abgesetzte PAK in die Trichterspitze. Die Kohle wird im System rezirkuliert und die Aufenthaltszeit vergrößert. Die Überschussschlamme wird aus der Sedimentation abgezogen und in die Belebung geführt. In der Belebung wird sie zusätzlich beladen bevor sie mit dem Überschussschlamm abgezogen und weiter behandelt wird.

Nach der Sedimentation folgt eine Sandfiltration. Dieser Filter wird als Mehrschichtfilter aus Anthrazit (2,5 mm) und Sand (1 mm) ausgeführt. Dabei betragen die Schichtendicken jeweils ca. 0,75 m. Mit einer Filterschichthöhe von 1,5 m ergibt sich, eine Gesamthöhe des Bauwerkes von ca. 3,9 m.

Es werden vier Filter geplant, um die Betriebssicherheit zu gewährleisten. So können einzelne Filter je nach Wasseraufkommen außer Betrieb genommen und gespült werden. Jeder Filter besitzt eine Oberfläche von 3,9 m². Insgesamt haben die vier Filter ein Volumen (Filterschicht) von 23,4 m³. Die Filtergeschwindigkeit beträgt bei Q_M 11 m/h (< v_{fmax} 15 m/h).

$$A = \frac{Q_M}{v_f} [m^2] = \frac{130 m^3/h}{11 m/h} = 11,8 m^2 \quad \frac{11,8 m^2}{3 \text{ Filter bei } Q_{T,max}} = 3,9 m^2 \text{ pro Filter}$$

Das gereinigte Wasser durchfließt das Vorhaltebecken und gelangt danach in den Schönungsteich.

Zur Filterspülung wird ein Vorhaltebecken von 36 m³ vorgesehen, um genügend Rückspülwasser für jeweils einen Filter zu haben. Die Rückspülung wird über eine Druckdifferenz, zu bestimmten Intervallen (i.d.R. 24-48 h) oder bei einem Durchbruch von Partikeln aktiviert. Das Rückspülwasser wird zum Sandfang zurückgeführt. In Abb. 5.2 ist das Schema für die PAK-Anlage dargestellt.

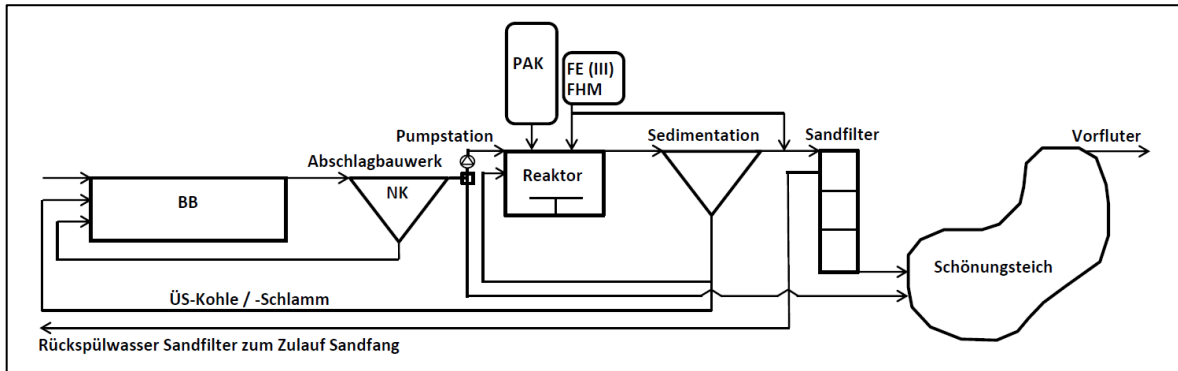


Abb. 5.2: PAK-Anlage auf der KA Grundsteinheim

Die Auslegungsdaten der Anlage werden in der Tabelle 5.2 aufgelistet.

Tab. 5.2: Auslegungsdaten der PAK-Anlage für die KA Grundsteinheim

Stufe	n	L x B x H	A	V	t _R	v _f	q _A	Dosierung
	-	m	m ²	m ³	min	m/h	m/h	mg/l
Kontaktbecken	1	4,05 x 4 x 4	16,2	65	30			
PAK				10 m ³				10-20
Fällmittel								2-8
Polymer								0,2-0,35
Sedimentation	1	16,2 x 4 x 4	65	260	120		2	
Filter (mit einer Gesamthöhe von 3,9 m)	1	1,95 x 2 x 1,5	3,9	5,9		11		
	4	(3,9)	15,6	23,4 (60,9)				
Spülwasser	1				10	55		
Spülluft	1				8	90		
Vorhaltebecken	1			36				

5.3 Variante 2: Granulierte Aktivkohle

Diese Variante besteht aus einem Festbettfilter der mit GAK gefüllt ist. Als maximale Beschickung der Aktivkohlebehandlung wird Q_M gewählt. Bei Regenereignissen (Abfluss > 36 l/s) erfolgt ein Entlastung in den vorhandenen Schönungsteich.

Die Pumpen sind wie in Variante 1 ausgelegt. Das gehobene Abwasser durchläuft die Filtration. Das Abwasser wird 3 GAK-Filtern aus Beton je nach Wasseraufkommen parallel zugeführt. Insgesamt werden 4 Filter geplant, um die Redundanz bei der Regenerierung eines Filters zu gewährleisten. Um die Aktivkohlestandzeiten zu erhöhen, werden bei Trockenwetterzufluss Q_T nur bis zu zwei Filter beschickt. Die Behandlungsstufe wird am Schönungsteich geplant (Abb. 5.3).

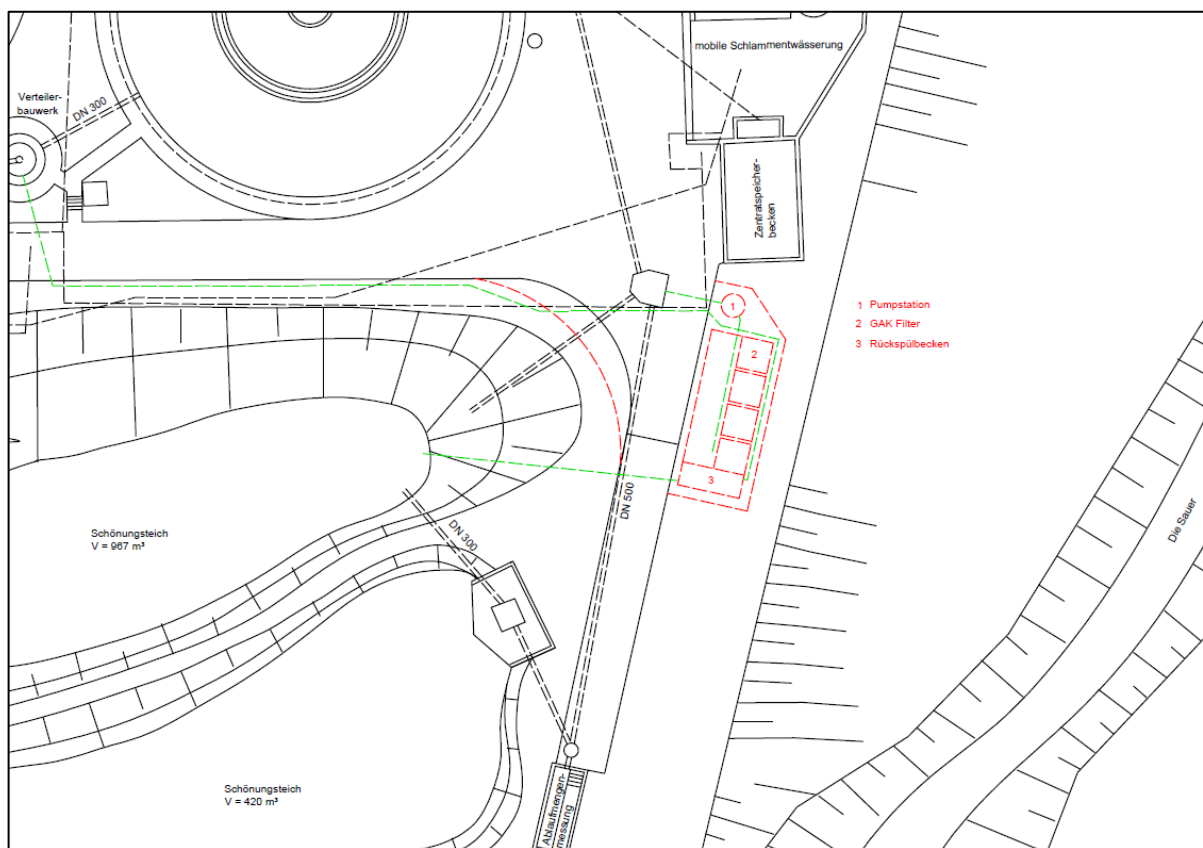


Abb. 5.3: Einbindung der GAK-Stufe in die KA Grundsteinheim

Die Bemessung der GAK-Filter erfolgt anhand der in der Literatur angegebenen Parameter für Trinkwasserfilter und wird mit bisherigen Erfahrungen im Abwasserbereich ergänzt.

Mit einer Filtergeschwindigkeit bei Q_M von 11 m/h und einer Filterbetthöhe von 2,5 m ergibt sich eine Filterfläche von 3,9 m².

$$A = \frac{Q_M}{v_f} [m^2] = \frac{130 \text{ m}^3/h}{11 \text{ m/h}} = 11,8 \text{ m}^2 \quad \frac{11,8 \text{ m}^2}{3 \text{ Filter bei } Q_M} = 3,9 \text{ m}^2 \text{ pro Filter}$$

Mit einer Filterbetthöhe von 2,5 m ergibt sich ein Volumen von 9,8 m³ pro Filter.

$$V = A * h [m^3] = 3,9 m^2 * 2,5 m = 9,8 m^3$$

Die Gesamthöhe des Bauwerks beträgt ca. 5 m. Eine Expansion von 50 Prozent bei der Rückspülung der Aktivkohle wird berücksichtigt. Mit einer gewählten Breite des Beckens von 2 m, ergibt sich die Länge von 1,95 m. Bei einem maximalen Mischwasserzufluss von 36 l/s ergibt sich eine Kontaktzeit von ca. 14 min (vorgegebene Kontaktzeit von 5-30 min).

$$t_R = \frac{V}{Q_M} [h] = \frac{9,8 m^3}{130 m^3/h} = 0,075 h \text{ pro Filter} \quad * 3 = 0,23 h$$

Um die Standzeit des Filters zu berechnen wird das Bettvolumen betrachtet.

$$BVT = \frac{V_{behandelt}}{V_{Filter}} [-]$$

Da keine Werte für das BVT auf der Kläranlage Grundsteinheim vorliegen, wurde für die Berechnung ein BVT von 10.000 angesetzt.

$$t_F = \frac{BVT * Anzahl Filter * V_{Filter}}{Q_T} [d] = \frac{10.000 * 4 * 9,8 m^3}{950 m^3/d} = 413 d$$

Bei einem Zufluss von $Q_{T,h,max}$ mit 11 l/s beträgt die Standzeit der Filter 413 Tage. Wenn die t_F über die maximale Beladung des CSB gerechnet wird, berechnet sich die Standzeit zu etwa 13 Monaten.

Es wird ein mittlerer Jahresverbrauch von ca. 18 t/a GAK angesetzt. Zur Erstbefüllung der Filter werden ca. 20 t (je nach GAK) mit einer Dichte von 500 kg/m³ benötigt.

Für die Rückspülung der GAK-Filter wird ein Vorhaltebecken von 18 m³ vorgesehen. Die Spülgeschwindigkeit für den GAK-Filter wurde mit 27 m/h angesetzt. Der Rückspülvorgang wird wie bei Variante 1 gesteuert. Das Rückspülwasser wird in die Belebung geleitet. Das gereinigte Abwasser fließt im Freigefälle zum Schönungsteich. In Abb. 5.4 wird die GAK-Stufe schematisch dargestellt.

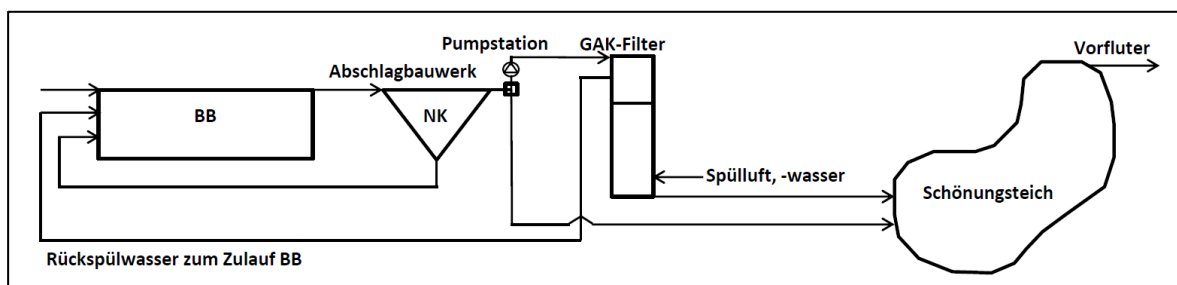


Abb. 5.4: Schema: GAK-Anlage auf der KA Grundsteinheim

Die Auslegungsdaten der Anlage werden in der Tabelle 5.3 aufgelistet.

Tab. 5.3: Auslegungsdaten der GAK-Anlage für die KA Grundsteinheim

Stufe	n	L x B x H	A	A ges.	V	V ges.	t _R	v _f
	-	m	m ²	m ²	m ³	m ³	min	m/h
GAK-Filter bei Q _M	3	1,95 x 2 x 5	3,9	11,7	9,8	29,4	14	11
GAK-Filter bei Q _{T,h,max}	1	1,95 x 2 x 5	3,9	3,9	9,8	9,8	15	10
Spülwasser GAK	1						10	27
Spülluft GAK	1						3	60
Vorhaltebecken	1					18		

5.4 Variante 3: Ozonung

In Variante 3 werden die Mikroschadstoffe mittels Ozon eliminiert bzw. transformiert. Der geplante Standort für die Ozonung liegt im Bereich des Schönungsteiches (Abb. 5.5). Der Reaktionsraum wird als einstraßiges Erdbecken geplant. Über eine Pumpstation, wie in den ersten beiden Varianten, wird der Reaktor beschickt. Das Wasser aus dem Ozon-Reaktor wird biologisch nachbehandelt. Dafür kann der auf der Kläranlage Grundsteinheim vorhandene Schönungsteich genutzt werden.

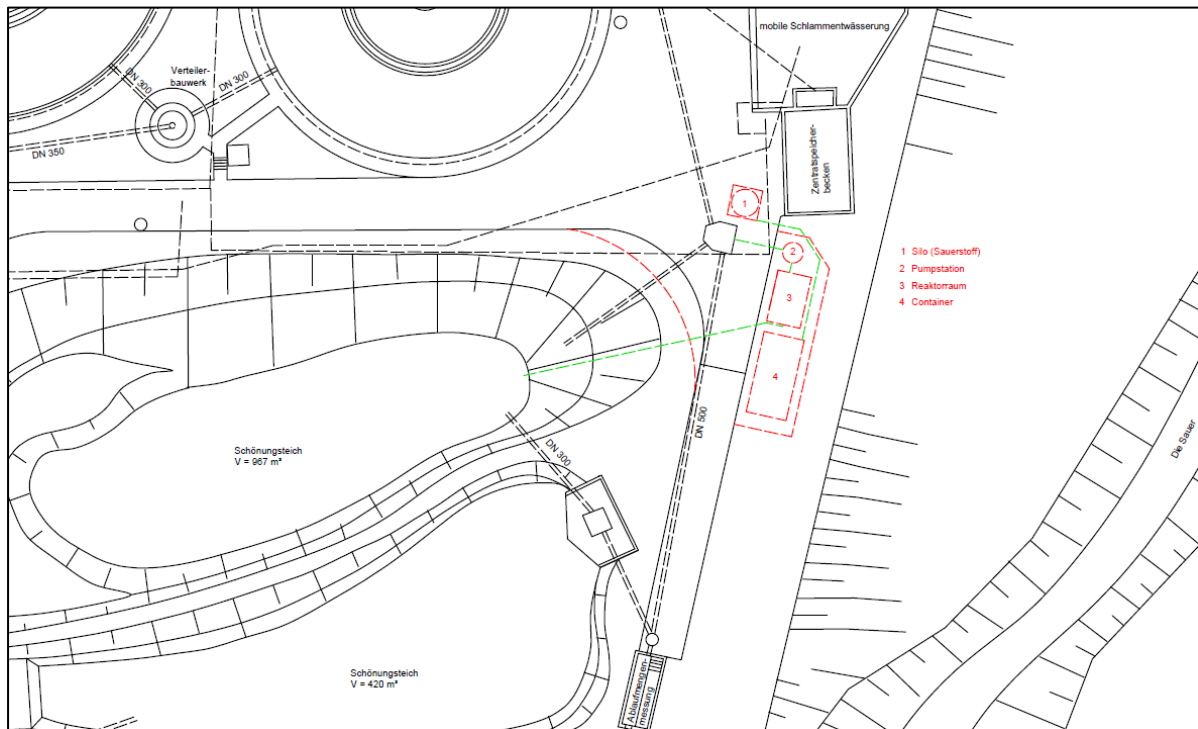


Abb. 5.5: Einbindung der Ozon-Stufe in die KA Grundsteinheim

Als maximale Beschickung der Ozonung wird Q_M gewählt. Bei Regenereignissen (Abfluss > 36 l/s) erfolgt eine Entlastung in den vorhandenen Schönungsteich. Der Reaktor wird bei einem Zufluss Q_M mit einer Aufenthaltszeit t_R von 20 min ausgelegt.

$$V = Q_M * t_R \text{ [m}^3\text{]} = 130 \text{ m}^3/\text{h} * \frac{1}{3} \text{ h} = 43,3 \text{ m}^3$$

Durch die Wahl des Eintragungssystems mit Diffusoren wird eine Reaktorhöhe > 4 m benötigt. Als Gesamthöhe werden 5 m gewählt. Bei einer Breite von 2,5 m und einer Gesamtlänge von 3,8 m ergibt sich eine Oberfläche von $9,5 \text{ m}^2$. Auf dem Fließweg werden vier Leitwände zur besseren Durchmischung des Gas-Wasser-Gemisches geplant.

Laut Literatur liegt die Blasengrößenverteilung bei 2-5 mm. Dabei zeigen kleinere Durchmesser eine bessere Eliminationsrate bei langsam abbaubaren Stoffen. Die Auslegung des Ozongenerators bei Q_M erfolgt auf eine Dosierung von $5 \text{ mg O}_3/\text{l}$. Daraus ergibt sich eine maximale Dosiermenge von $0,65 \text{ kg O}_3/\text{h}$.

Die Ozonmenge wird durchflussproportional zudosiert. Zudem findet eine Steuerung über den DOC-Gehalt im Abwasser statt. Zur Prozessüberwachung werden Messungen im Offgas und der gelösten Ozon-Restkonzentration am Ende des Reaktors durchgeführt. Die entstehende Abluft im Reaktor wird über einen Restozonvernichter geleitet, um einen Austritt von Ozon in die Atmosphäre zu vermeiden. Um das Betriebspersonal zu schützen, müssen im Betriebsgebäude / Container die Ozonkonzentrationen gemessen werden.

Im Fall der Kläranlage Grundsteinheim wird der Ablauf der Ozonung zur biologischen Nachbehandlung in den Schönungsteich geleitet. Hier sollen Transformationsprodukte durch mögliche Abbauprozesse im Teich weiter behandelt werden. In Abb. 5.6 ist das Schema der Anlage dargestellt.

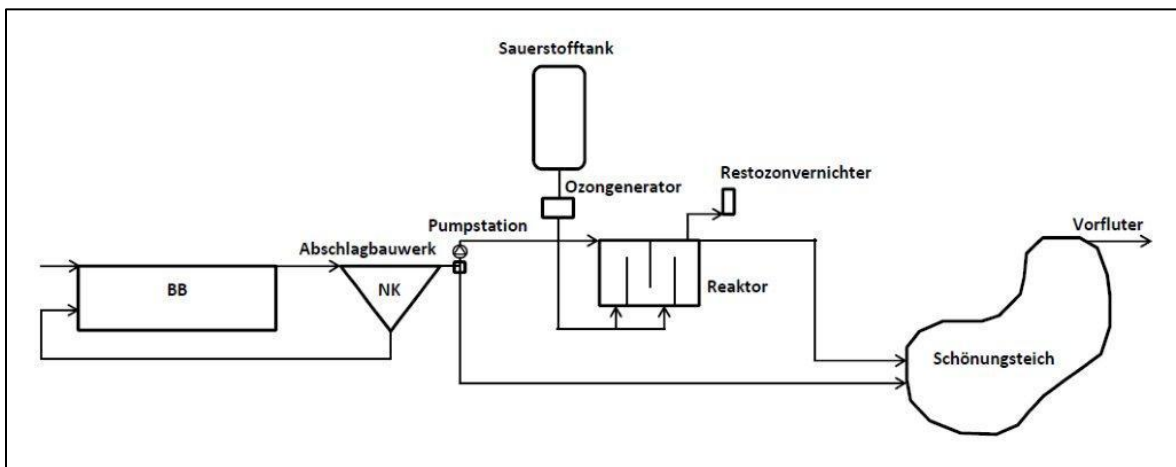


Abb. 5.6: Schema: Ozon-Anlage auf der KA Grundsteinheim

Die Auslegungsdaten der Anlage werden in der Tabelle 5.4 aufgelistet.

Tab. 5.4: Auslegungsdaten der Ozonung für die KA Grundsteinheim

Stufe	n	L x B x H	A	V	t_R	Dosierung	Bedarf
	-	m	m^2	m^3	min	mg O_3 / l	kg/h
Q_M						5	0,65
$Q_{T,h,max}$						5	0,20
Reaktor	1	3,8 x 2,5 x 4,5 (5)	9,5	43,3	20		

6 Kostenbetrachtung

6.1 Allgemeines

Um die Wirtschaftlichkeit der drei Varianten abschätzen zu können, muss eine Kostenschätzung der einzelnen Lösungen für die Investitionskosten und Betriebskosten durchgeführt werden. Auf Basis der durchgeführten Berechnungen wurden die Kosten ermittelt. Zusätzlich wurden Werte aus der Literatur verwendet. Sämtliche Kosten werden Netto angegeben.

6.2 Investitionskosten und Betriebskosten der Verfahren

Bei der Aufstellung der Kosten für die verschiedenen Verfahren wurden die Bau-, Maschinen- sowie die EMSR-Technik in einzelnen Positionen unterteilt. Die unterschiedlichen Nutzungszeiträume wurden bei der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung berücksichtigt. Zudem wurde eine Preissteigerungsrate eingerechnet. Die Nebenkosten wurden in einer extra Position angegeben, dazu gehören die Honorare für die Ingenieurbauwerke und die der Maschinen- und EMSR-Technik (HOAI, 2013), Gutachten und Sonstiges.

Die Betriebskosten wurden berechnet und in Personal-, Energie-, Wartungs-/Unterhaltungs- sowie Betriebsmittelkosten aufgeteilt.

Grundsätzlich können bei der Ermittlung der Betriebskosten folgende Einzelkosten angesetzt werden:

- Energiekosten: 0,15 €/kWh
- Personalkosten: 50.000 €/a
- Wartungs-/Unterhaltungskosten: Prozentualer Anteil der Investitionskosten (Baukosten 1 %, Maschinentechnik 4%, Elektrotechnik 2 %)
- Betriebsmitteleinsatz:
 - Sauerstoff: 0,18 €/kg O₂
 - PAK: 1.400 €/t, 10 mg PAK/l
 - GAK: 1.300 €/t (Kohle bei der Erstbefüllung)
 - 1.100 €/t (reaktivierte Kohle)
- Schlamm Entsorgung: 50 €/t Mitverbrennung, 80 €/t Monoverbrennung

6.3 Kostenschätzung Variante 1 - Pulveraktivkohle

Die Investitionskosten für die Variante 1 - Pulveraktivkohle wurden anhand der durchgeführten Berechnungen ermittelt. Aus den Investitions- und Betriebskosten können die Jahreskosten für diese Variante berechnet werden (Tab. 6.1). Dabei wurde für die Leistungen der Bautechnik und der Nebenkosten eine Nutzungsdauer von 30 Jahren und für die EMSR- und Maschinenteknik von 10 bzw. 15 Jahren angesetzt.

Tab. 6.1: Investitions- und Betriebskosten für PAK

Investitionskosten	Einheiten		
Bautechnik	€		344.500
Maschinenteknik	€		366.000
EMSR Technik	€		258.000
Nebenkosten	€		185.500
Gesamtkosten	€		1.154.000
Betriebskosten	Einheiten		
Energie	€/a		10.500
Personal	€/a		12.500
Wartung/ Instandhaltung	€/a		23.000
Sauerstoff	€/a		
PAK/GAK	€/a		5.000
FHM, FM, Schlamm Entsorgung	€/a		10.000
Gesamtkosten	€/a		61.000
Kapitalkosten	Einheiten	Faktoren LAWA	
Bautechnik	€/a	0,05102	17.576
Maschinenteknik	€/a	0,05102	31.116
Elektrotechnik	€/a	0,05102	30.245
Nebenkosten	€/a	0,05102	9.464
Gesamtkosten	€/a		88.402
Jahreskosten (Bezugsjahr 2014)	Einheiten		
Jahreskosten gesamt	€/a		149.402
Spez. Jahreskosten je m ³ behandeltes Abwasser	€/(m ³ *a)		0,45
Spez. Jahreskosten je m ³ Frischwasser	€/(m ³ *a)		0,93

Die spezifischen Jahreskosten bezogen auf den Frischwassermaßstab betragen 0,93 €/m³*a. Es wurden Gesamtjahreskosten von 149.402 € ermittelt. Die Berechnungsansätze können der Kostenaufstellung (siehe 10.) entnommen werden.

6.4 Kostenschätzung Variante 2 - Granulierte Aktivkohle

Die Investitionskosten der Variante 2 - Granulierte Aktivkohle wurden anhand der durchgeführten Berechnungen ermittelt. Dabei wurden 4 Filter berücksichtigt.

Ein wesentlicher Kostenfaktor für die Variante stellt der regelmäßige Austausch der GAK dar. Hierfür wurden die Beschaffungskosten bei einem mittleren Jahresverbrauch von 18 t/a einbezogen, gerechnet wurde mit reaktiverter Aktivkohle.

Aus den Investitions- und Betriebskosten können die Jahreskosten für diese Variante berechnet werden (Tab. 6.2). Dabei wurde für die Leistungen der Bautechnik und der Nebenkosten eine Nutzungsdauer von 30 Jahren und für die EMSR- und Maschinenteknik von 10 bzw. 15 Jahren angesetzt.

Tab. 6.2: Investitions- und Betriebskosten für GAK

Investitionskosten		Einheiten	
Bautechnik	€		200.500
Maschinentechnik	€		210.000
EMSR Technik	€		265.000
Nebenkosten	€		141.500
<i>Gesamtkosten</i>	€		<i>817.000</i>
Betriebskosten		Einheiten	
Energie	€/a		4.000
Personal	€/a		12.500
Wartung/ Instandhaltung	€/a		16.000
Sauerstoff	€/a		
PAK/GAK	€/a		19.500
FHM, FM, Schlamm Entsorgung	€/a		
<i>Gesamtkosten</i>	€/a		<i>52.000</i>
Kapitalkosten		Einheiten	Faktoren LAWA
Bautechnik	€/a	0,05102	10.229
Maschinentechnik	€/a	0,05102	17.853
Elektrotechnik	€/a	0,05102	31.066
Nebenkosten	€/a	0,05102	7.219
<i>Gesamtkosten</i>	€/a		66.368
Jahreskosten (Bezugsjahr 2014)		Einheiten	
Jahreskosten gesamt	€/a		118.368
Spez. Jahreskosten je m ³ behandeltes Abwasser	€/(m ³ *a)		0,36
Spez. Jahreskosten je m ³ Frischwasser	€/(m ³ *a)		0,74

Die spezifischen Jahreskosten bezogen auf den Frischwassermaßstab betragen 0,74 €/m³*a. Es wurden Gesamtkosten von 118.368 € ermittelt. Die Berechnungsansätze können der Kostenaufstellung (siehe 10.) entnommen werden.

6.5 Kostenschätzung Variante 3 - Ozonung

Die Investitionskosten für die Variante 3 - Ozonung konnten anhand der Berechnungen ermittelt werden.

Aus den Investitions- und Betriebskosten können die Jahreskosten für diese Variante berechnet werden (Tab. 6.3). Dabei wurde für die Leistungen der Bautechnik und der Nebenkosten eine Nutzungsdauer von 30 Jahren und für die EMSR- und Maschinentechnik von 10 bzw. 15 Jahren angesetzt.

Tab. 6.3: Investitions- und Betriebskosten für Ozon

Investitionskosten		Einheiten		
Bautechnik	€			83.500
Maschinentechnik	€			279.000
EMSR Technik	€			208.000
Nebenkosten	€			127.000
Gesamtkosten	€			697.500
Betriebskosten		Einheiten		
Energie	€/a			20.000
Personal	€/a			10.000
Wartung/ Instandhaltung	€/a			16.000
Sauerstoff	€/a			3.000
PAK/GAK	€/a			
FHM, FM, Schlammensorgung	€/a			
Gesamtkosten	€/a			49.000
Kapitalkosten		Einheiten	Faktoren LAWA	
Bautechnik	€/a	0,05102		4.260
Maschinentechnik	€/a	0,05102		23.720
Elektrotechnik	€/a	0,05102		24.384
Nebenkosten	€/a	0,05102		6.479
Gesamtkosten	€/a			58.843
Jahreskosten (Bezugsjahr 2014)		Einheiten		
Jahreskosten gesamt	€/a			107.843
Spez. Jahreskosten je m ³ behandeltes Abwasser	€/m ³ *a			0,33
Spez. Jahreskosten je m ³ Frischwasser	€/m ³ *a			0,67

Die spezifischen Jahreskosten bezogen auf den Frischwassermaßstab betragen 0,67 €/m³*a. Es wurden Gesamtjahreskosten von 107.843 € ermittelt. Die Berechnungsansätze können der Kostenaufstellung (siehe 10.) entnommen werden.

6.6 Kostenzusammenstellung

Nachfolgend werden die Investitions- (Tab. 6.4) und die Betriebskosten (Tab. 6.5) aufgeführt.

Tab. 6.4: Gesamtinvestitionskosten der verschiedenen Varianten

Pos	Beschreibung	Verfahren 1: PAK	Verfahren 2: GAK	Verfahren 3: Ozon
		€	€	€
1	Bautechnik	344.500	200.500	83.500
2	Maschinentechnik	366.000	210.000	279.000
3	EMSR-Technik	258.000	265.000	208.000
4	Nebenkosten	185.500	141.500	127.000
	Investition netto	1.154.000	817.000	697.500
	19 % USt.	219.260	155.230	132.525
	Investition brutto	1.373.260	972.230	830.025

Die Betriebskosten ergeben sich aus den Berechnungen und werden in Personal-, Energie-, Wartungs-/Unterhaltungs- sowie Betriebsmittelkosten aufgeteilt.

Tab. 6.5: Gesamtbetriebskosten der verschiedenen Verfahren

Pos	Beschreibung	Verfahren 1: PAK €/a	Verfahren 2: GAK €/a	Verfahren 3: Ozon €/a
1	Energiekosten	10.500	4.000	20.000
2	Personalkosten	12.500	12.500	10.000
3	Chemikalienkosten	5.000	19.500	3.000
4	Entsorgungskosten	10.000		
5	Wartungs- /Unterhaltungskosten	23.000	16.000	16.000
	Betriebskosten netto	61.000	52.000	49.000
	19 % USt.	11.590	9.880	9.310
	Betriebskosten brutto	72.590	61.880	58.310

Daraus können folgende Gesamtjahreskosten ermittelt werden (Tab. 6.6):

Tab. 6.6: Gesamtjahreskosten der verschiedenen Verfahren

Pos	Beschreibung	Verfahren 1: PAK €/a	Verfahren 2: GAK €/a	Verfahren 3: Ozon €/a
	Kapitalkosten netto	88.402	66.368	58.843
	Betriebskosten netto	61.000	52.000	49.000
	Gesamtjahreskosten Netto	149.402	118.368	107.843
	19 % USt.	28.386,31	22.489,94	20.490,18
	Gesamtjahreskosten brutto	177.787,97	140.858,04	128.333,24

Wie sich bereits bei den Investitions- und Betriebskosten zeigt, ist die Variante 1 - Pulveraktivkohle die kostenintensivste Variante. Die Variante 2 mit granulierter Aktivkohle kann auf der Kläranlage Grundsteinheim auch nicht wirtschaftlich dargestellt werden, da im Vergleich zu anderen Kläranlagen keine vorhandene Bausubstanz (z.B.: Filter) nutzbar ist. Für die Variante 3 – Ozonung könnte der vorhandene Schönungsteich als biologische Nachbehandlung genutzt werden. Zusätzlich stellt sich die Variante 3 als kostengünstigste Variante dar. Entscheidend für die Auswahl der Variante ist allerdings nicht nur die Wirtschaftlichkeit, sondern auch die spezifische Eliminationsleistung der im Ablauf vorhandenen Mikroschadstoffe.

Die Variante der Ozonung mit Jahreskosten von 107.843 €/a ist das wirtschaftlichste Verfahren. Sie ist im Vergleich zur Variante 1 Pulveraktivkohle mit 149.402 €/a um 39 % und im Vergleich zu Variante 2 der granulierten Aktivkohle mit 118.368 €/a um 10 % günstiger.

6.7 Kostenvergleichsrechnung nach KVR

Die Wirtschaftlichkeit der drei Varianten wurde mit einer dynamischen Kostenvergleichsrechnung nach KVR-Leitlinie (LAWA, 2003) überprüft. Mit folgenden Randbedingungen:

Nutzungszeitraum:

- Bautechnik: 30 a
- Maschinentechnik: 15 a
- Elektrotechnik: 10 a

Preissteigerungsrate:

- Personal 0,5 %
- Energie/Strom 3,0 %
- Verbrauchsgüter 1,0 %

Dabei wurde, als Vorgabe aus den KVR-Leitlinien für wasserwirtschaftliche Projekte, mit einem realen Zinssatz von 3 % gerechnet.

In den Abbildungen 6.1 bis 6.3 werden die Projektkostenreihen für die Spurenstoffelimination aufgezeigt. Bei der Berechnung wurde ein Abschreibungszeitraum von 30 Jahren betrachtet.

Die Reinvestitionen von Anlagenteilen erfolgt im Abstand von 10, 15 und 20 Jahren. Für die Reinvestitionen der Maschinen- und Elektrotechnik wurden 100 Prozent des Investitionswertes angesetzt.

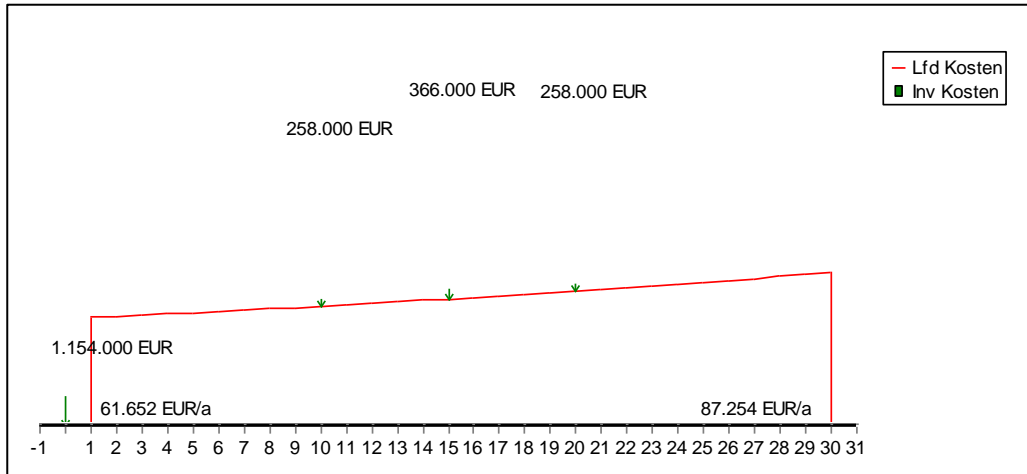


Abb. 6.1: Projektkostenreihe bei der Pulveraktivkohle-Variante 1

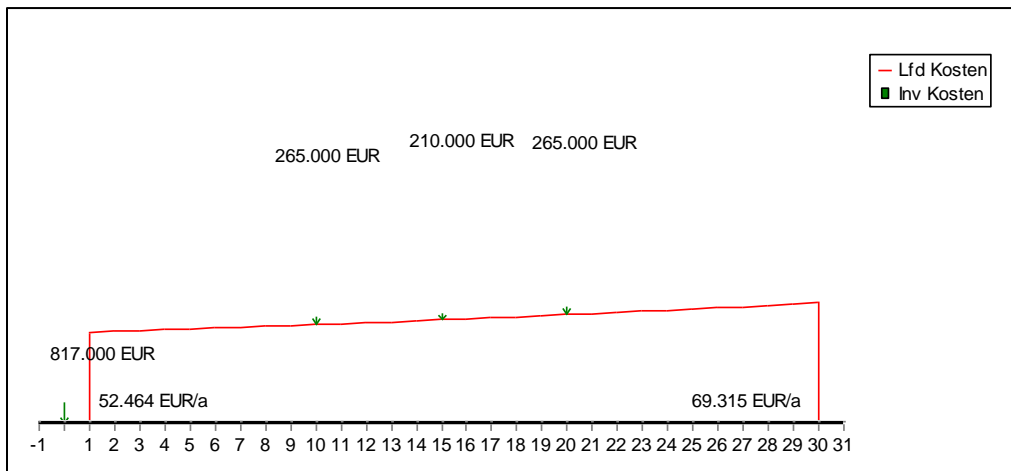


Abb. 6.2: Projektkostenreihe bei der granulierten Aktivkohle-Variante 2

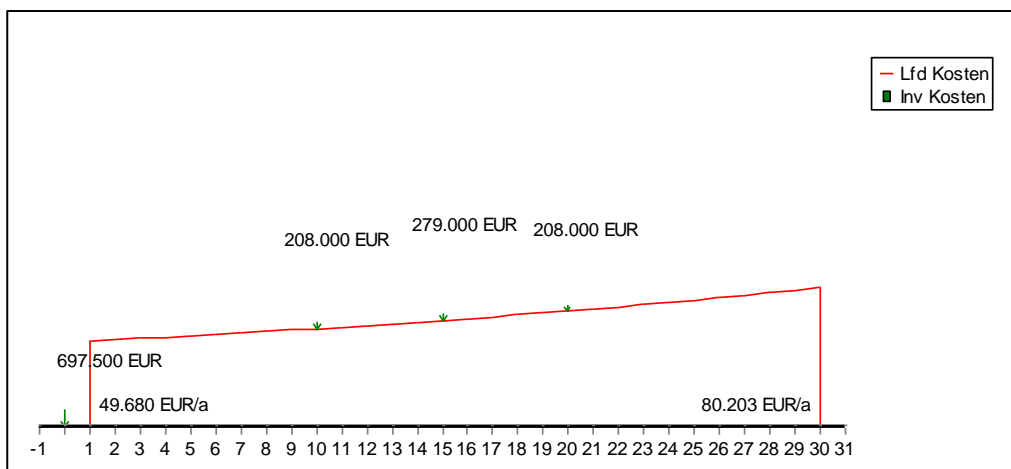


Abb. 6.3: Projektkostenreihe bei der Ozonung-Variante 3

In Tabelle 6.7 werden die Kostenbarwerte der Varianten aufgelistet. Zudem wird die Entwicklung der Kosten in Abb. 6.4 gezeigt.

Tab. 6.7: Gegenüberstellung der Kostenbarwerte für die Varianten

Varianten	Kostenbarwert
Pulveraktivkohle	3.122.503 €
Granulierte Pulveraktivkohle	2.452.959 €
Ozonung	2.337.146 €



Abb. 6.4: Kostenentwicklung der verschiedenen Verfahren

Bei den ermittelten Kostenbarwerten handelt es sich um Vergleichswerte zur Festlegung auf ein Verfahren. Zur Beurteilung der Jahreskosten sollten die Tabellen aus Kapitel 6.6 genutzt werden.

7 Zusammenfassung

In der Machbarkeitsstudie zur Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Grundsteinheim wurden die zur Zeit verwendeten Varianten zur Spurenstoffentfernung untersucht. Darunter fallen die Behandlung des Abwassers mit Pulveraktivkohle, granulierter Aktivkohle und Ozon.

Diese Reinigungsstufe soll die Mikroschadstoffe im Ablauf der Kläranlagen eliminieren bzw. verringern, da die meisten Mikroschadstoffe in der biologischen Stufe einer konventionellen Kläranlage nicht oder nur zum Teil abgebaut werden.

Ziel der Studie war es, die in der Praxis angewendeten Verfahren zu untersuchen, zu vergleichen und ihre Wirtschaftlichkeit am Beispiel der Kläranlage Grundsteinheim zu betrachten. Zur Auslegung der Beckenvolumen für die Mikroschadstoffelimination wurden relevante Wassermengen im Zulauf der KA anhand der Mischwasserzuflüsse bestimmt. In Tabelle 7.1 wird eine Beurteilung der verschiedenen Varianten vorgenommen.

Tab. 7.1: Bewertungsmatrix V1 – V3

Variante	Wichtung [%]	V1			V2			V3		
		PAK mit Kontakt-, Absetzbecken u. Filter			GAK im nachgeschalteten Raumfilter			Ozonung		
		Kosten	Punkte	Wertung	Kosten	Punkte	Wertung	Kosten	Punkte	Wertung
Investitionskosten		1.154.000 €			817.000 €			697.500 €		
Kapitalkosten /a	20%	88.402 €	3	0,6	66.368 €	4	0,8	58.843 €	5	1,0
Betriebskosten /a	30%	61.000 €	3	0,9	52.000 €	4	1,2	49.000 €	4	1,2
Zwischensumme	50%			1,5			2,0			2,2
Eliminationsleistung	15%	gut	4	0,6	gut	4	0,6	gut	4	0,6
Verbesserung Reinigungsleistung (CSB, P, ASF)	10%	sehr gut	5	0,5	gut	4	0,4	befriedigend	3	0,3
Wartungsarbeiten / Betriebsaufwand	10%	etwas höher	2	0,2	mittel	3	0,3	gering	4	0,4
Betriebssicherheit / Redundanzen	5%	erprobt	5	0,3	Versuche	3	0,2	erprobt	5	0,3
Aufwand der Integration (Bauaufwand)	10%	ausreichend	2	0,2	befriedigend	3	0,3	gut	4	0,4
Zwischensumme	50%			1,8			1,8			2,0
Summe	100%			3,3			3,8			4,2
Jahreskosten gesamt	/a		149.402 €			118.368 €			107.843 €	
Spez. Jahreskosten je m³ Abwasser	/ m³·a		0,51 €			0,40 €			0,34 €	
Spez. Jahreskosten je m³ Frischwasser	/ m³·a		1,05 €			0,83 €			0,70 €	

Die drei gewählten Varianten zeigen auf Pilotanlagen gute Eliminationsleistungen. Die adsorptiven Verfahren, wie Pulveraktivkohle und granuliert Aktivkohle zeichnen sich besonders dadurch aus, dass sie die Spurenstoffe aus dem Abwasser entfernen und nicht wie bei der Oxidation in Transformationsprodukte umwandeln. Jede Variante hat ihre Vor- und Nachteile. Mit der Pulveraktivkohle werden durch die Adsorption gute Reinigungsziele erreicht. Eine Desorption einiger Schadstoffe, wie bei der granulierten Aktivkohle, wird nicht beobachtet, da die Aktivkohle nicht lange im System verbleibt. Aufgrund der hohen Investitionskosten und Betriebskosten lässt sich dieses Verfahren im Vergleich nicht wirtschaftlich darstellen. Weil auf der KA Grundsteinheim keine vorhandene Bausubstanz nutzbar ist, müssen alle Becken (Kontaktbecken, Sedimentation, Filtration) neu errichtet werden.

Der Schlamm kann nicht mehr landwirtschaftlich verwertet werden, denn die Pulveraktivkohle wird mit dem Klärschlamm aus dem System entnommen. Hieraus resultieren höhere Entsorgungskosten (Verbrennung) und es ist mit einem höheren Schlammaufkommen zu rechnen.

Die granulierten Aktivkohle wird auf Referenzanlagen neben der Elimination von Mikroschadstoffen auch zum Abbau weiterer Abwasserinhaltsstoffe genutzt. GAK kann im Gegensatz zu PAK regeneriert werden. Bei der GAK ist weiterhin eine landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes möglich, da die Filterkohle separat entsorgt werden kann. Eine Vorklärung kann sinnvoll sein, um die Filterstandzeiten zu verlängern. Da auf der KA Grundsteinheim keine vorhandene Bausubstanz nutzbar ist, müssen auch hierbei alle Bauwerke neu errichtet werden. Jedoch zeigte sich diese Variante durch geringere Investitions- und Betriebskosten als die wirtschaftlichere der Aktivkohle-Varianten.

Die Ozonung ist im Vergleich das wirtschaftlichste Verfahren. Ein Hauptvorteil der Ozonung sind die geringen Baukosten auf der KA Grundsteinheim. Die biologische Nachbehandlung des Abwassers kann durch den vorhandenen Schönungsteich erfolgen. Ein weiterer Vorteil bei der Ozonung ist die Desinfektion des Abwassers. Nachteilig ist, dass die Oxidation die Spurenstoffe nicht eliminiert, sondern vielmehr in Transformationsprodukte umwandelt. Diese werden weniger schädlich als ihre Ausgangsstoffe eingestuft. Für die Ozonproduktion müssen allerdings höhere Betriebskosten angesetzt werden.

Wie aus Tabelle 7.1 ersichtlich, kann für die Kläranlage Grundsteinheim eine Empfehlung für die Variante 3 – Ozonung ausgesprochen werden. Bis zu einer Umsetzung sollte das Thema Transformationsprodukte durch Ozonung bei bereits errichteten Anlagen verfolgt werden. Weiterhin sind die Entwicklungen im Klärschlamm- und Düngemittelrecht zu verfolgen, da bei einem Wegfall der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung, dieser Kostenvorteil bei der Ozonung und der GAK entfällt.

8 Literaturverzeichnis

- Alt, K.; Barnscheidt, I.; Burbaum, H.; Fritzsche, J.; Nahrstedt, A.** **2012** Spurenstoffelimination mit granulierter Aktivkohle auf dem Verbandsklärwerk „Obere Lutter“. 45. Essener Tagung für Wasser- und Abwasserwirtschaft, Aachen, 2012, S. 55/1-55/14
- Alt, K.; Herbst, H.; Mertsch, V.** **2013** Kosten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. 46. Essener Tagung für Wasser- und Abwasserwirtschaft, Aachen, 2013, S. 33/1-33/28
- ATV-DVWK-A 198** **2002** Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, 2002
- BAFU** **2012** Mikroverunreinigungen aus kommunalen Abwasser. Bundesamt für Umwelt, Bern, 2012
- Benstöm, F.; Montag, D.; Pinnekamp, J.; Stepkes, H.; Rolfs, T.:** **2012** Einsatz von granulierter Aktivkohle auf der Kläranlage Düren. 45. Essener Tagung für Wasser- und Abwasserwirtschaft, Aachen, 2012, S. 4/1-55/14
- Bolle, W.; Pinnekamp, J.** **2011** Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Phase I. Abschlussbericht, FiW und ISA an der RWTH Aachen, Aachen, 2012
- Bornemann, C.; Erbe, V.; Hachenberg, M.; Kolisch, G.; Osthoff, T.; Taudien, Y.** **2012** Einsatz von Pulveraktivkohle in vorhandene Flockungsfiltrationsanlagen am Beispiel der Kläranlage Buchenhofen. 45. Essener Tagung für Wasser- und Abwasserwirtschaft, Aachen, 2012, S. 53/1-53/14
- Dieter, H.** **2011** Grenzwerte, Leitwerte, Orientierungswerte, Maßnahmenwerte – Aktuelle Definitionen und Höchstwerte. Umweltbundesamt Dessau-Roßlau, Berlin, 2011

-
- | | | |
|--|-------------|---|
| DWA-FA KA-3 | 2013 | Anthropogene Spurenstoffe in Indirekteinleitungen – Bedeutung und Handlungsbedarf aus Sicht der Abwasserbeseitigungspflichtigen. Einleitung von Abwasser aus gewerblichen und industriellen Betrieben in eine öffentliche Abwasseranlage. Korrespondenz Abwasser, Jg. 60, H. 1, S. 26-29 |
| eawag aquatic research | 2010 | Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalen Abwasser. Mikroverunreinigungen Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs, Dübendorf, 2010 |
| ELWAS-WEB | 2013 | Elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaft in NRW, www.elwasweb.nrw.de , 2013 |
| Europäisches Parlament | 2013 | Standpunkt des Europäischen Parlaments. Festgelegt in erster Lesung am 2. Juli 2013, im Hinblick auf den Erlass der Richtlinie 2013/.../EU des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf die prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik, 2013 |
| Fettig | 1985 | Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. DGVW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, Karlsruhe, 1985 |
| Golloch, A.; Sonntag, C.; Nöthe, T. | 2005 | Einsatz oxidativer Verfahren (vornehmlich von Ozon) bei der Nachbehandlung von Abwasser aus kommunalen Kläranlagen – Chemische Aspekte. Literaturstudie, Universität Dortmund, 2005 |
| Grünebaum, T. | 2011 | Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben im Bereich Abwasser zum Themenschwerpunkt: Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und Innovationen, kostengünstigen Reinigungsverfahren, Schlussbericht Phase 1 „Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen“, Essen, 2011 |

-
- | | | |
|--|--------------------|---|
| Herbst, H.; Mertsch, V.;
Schaefer, S. | 2012 | Kosten zur Reduzierung der Gewässerbelastung in NRW. Ergebnisse eines F+E Projektes zum Thema: Betriebs- und Volkswirtschaftliche Kosten bei der Elimination von Mikroschadstoffen bei der kommunalen Abwasserbehandlung mittels Aktivkohle und Ozon, 2. Fachsymposium Mikroschadstoffe, Düsseldorf, 2012 |
| IWW | 2012 | Symposium Mikroschadstoffe, GAK zur Mikroschadstoffelimination in vorhandenen Abwasserfiltrationsanlagen, Düsseldorf, 2012 |
| Kapp, H. | 2012 | Beispiele für den Einsatz von Aktivkohle bei der kommunalen Abwasserbehandlung in Baden-Württemberg. 45. Essener Tagung für Wasser- und Abwasserwirtschaft, Aachen, 2012 |
| LAWA | 2005 | Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). 7. Auflage, Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin, 2005 |
| Londong, J. | 2009 | Abwasserbehandlung: Gewässerbelastung, Bemessungsgrundlagen, Mechanische Verfahren, Biologische Verfahren, Reststoffe aus der Abwasserbehandlung, Kleinkläranlagen, Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt, Bauhaus-Universität Weimar, in fachlicher Kooperation mit der DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, 2009 |
| Metzger, S. | 2012 | Mikroschadstoffe mit Pulveraktivkohle in Baden-Württemberg. Kompetenzzentrum Spurenstoffe-BW, 2012 |
| MKULNV NRW | ab
2012 | Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, www.masternplanwasser.nrw.de , 2013 |

-
- | | | |
|---|-------------|---|
| Oekotoxzentrum centre ecotox | 2014 | www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/vorschlaege , 2014 |
| Türk, J.; Dazio, M.; Dinkel, F.; Ebben, T.; Herbst, H.; Hochstrat, R.; Madziewski, V.; Matheja, A.; Montag, D.; Remmler, F.; Schaefer, S.; Schramm, E.; Türk, J.; Vogt, M.; Werbeck, N.; Wermter, P.; Wintgens, T. | 2013 | Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)“, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), AZ IV-7-042 600 0011, Vergabenummer 08/0581. |