Klärwerk Brake

Umweltbetrieb der Stadt Bielefeld

Studie zur Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Brake

1. Ausfertigung

April 2015

PFI Planungsgemeinschaft GbR

Dr.-Ing. Reiner Boll
Dr.-Ing. Richard Rohlfing
Prof. Dr.-Ing. Johannes Müller-Schaper

Alte Bahnhofstr. 56
44892 Bochum

Tel.: 0234 / 9 20 03 -0
Fax: 0234 / 9 20 03 -45

info@pfi.de
www.pfi.de

INHALTSVERZEICHNIS

1. Veranlassung und Auftrag 1

2. Stand der Technik 3

2.1 Technische Verfahrensvarianten 3

2.1.1 Einsatz von Pulveraktivkohle 3

2.1.2 Einsatz von granulierter Aktivkohle 9

2.1.3 Einsatz von Ozon 15

2.1.4 Sonstige Verfahrensvarianten 22

2.2 Wesentliche Stoffeigenschaften 24

2.3 Alleinstellungsmerkmale für das Klärwerk Brake 27

3. Grundlagenermittlung 30

3.1 Kurzbeschreibung des Klärwerks Brake 30

3.2 Klärwerksbelastung 33

3.3 Nachklärbeckenbelastung ..... Fehler! Textmarke nicht definiert.

3.4 Spurenstoffbelastung 37

4. Variantenuntersuchung für das Klärwerk Brake 48

4.1 Variante 1: Pulveraktivkohledosierung nach der Nachklärung 48

4.1.1 Dimensionierung 48

4.1.2 Einbindung in das Klärwerk Brake 49

4.1.3 Kostenaufstellung 51

4.2 Variante 2: Pulveraktivkohledosierung in den Zulauf zur Flockungsfiltration 54

4.2.1 Dimensionierung 55

4.2.2 Einbindung in das Klärwerk Brake 55

4.2.3 Kostenaufstellung 56

4.3 Variante 3: Filtration mit granulierter Aktivkohle 59

4.3.1 Dimensionierung 60

4.3.2 Einbindung in das Klärwerk Brake 60

4.3.3 Kostenaufstellung 61

4.4 Variante 4: Ozondosierung nach der Nachklärung 63

4.4.1 Dimensionierung 63

4.4.2 Einbindung in das Klärwerk Brake 64

4.4.3 Kostenaufstellung 68

4.5 Variante 5: Ozondosierung nach der Filtration mit Rezirkulation 72

4.5.1 Dimensionierung 72

4.5.2 Einbindung in das Klärwerk Brake 73

4.5.3 Kostenaufstellung 75

5. Variantenvergleich 79

5.1 Bewertungskriterien 79

5.2 Vergleich der Verfahrensvarianten und Vorzugsvariante 81

5.3 Sensitivitätsanalyse 83

6. Zusammenfassung 90

7. Literatur 93

ANHANG

Anhang 1 Bewertungsmatrix

1. Veranlassung und Auftrag

Die Stadt Bielefeld betreibt das Klärwerk Brake mit einer Ausbaugröße von 262.000 EW, das für die mechanisch-biologische Abwasserreinigung inklusive Stickstoffelimination ausgelegt ist. Das Klärwerk Brake liegt als eines von zwei Klärwerken im Einzugsgebiet der Übersichtsmessstelle Nr. 740706 an der Mündung des Vorfluters Aa in die Werre in Herford. An dieser Messstelle wurden in der Vergangenheit immer wieder Spurenstoffkonzentrationen oberhalb des allgemeinen Vorsorgewertes von 0,1 µg/l gemessen.

Seit einigen Jahren werden die Auswirkungen von Mikroschadstoffen, wie beispielsweise Arzneimittelrückständen, in den Gewässern intensiv untersucht. Bei diesen Mikroverunreinigungen, die auch Spurenstoffe genannt werden, handelt es sich um Stoffe, die in sehr geringen Konzentrationen im Bereich von wenigen µg/l bis zu ng/l in den Gewässern vorliegen. Da Kläranlagen einen Haupteintragspfad für eine Reihe von Spurenstoffen darstellen können, rückt eine weitergehende Abwasserbehandlung immer mehr in den Fokus der Öffentlichkeit. Von staatlicher Seite resultiert dies in einer ausdrücklichen Empfehlung zum Ausbau kommunaler Kläranlagen zur Spurenstoffelimination. Der Bau einer sogenannten 4. Reinigungsstufe wird durch öffentliche Mittel gefördert, obwohl derzeit noch keine gesetzliche Grundlage für die Auslegung, den Betrieb oder die zu erzielende Reinigungsleistung besteht.

Daher wurde die PFI Planungsgemeinschaft am 14.04.2014 mit der Erstellung einer Studie zur Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake beauftragt. In der Studie sollen verschiedene Verfahrensvarianten zur weitergehenden Behandlung des kommunalen Abwassers gegenübergestellt und eine Vorzugsvariante herausgearbeitet werden. Dazu werden Varianten zur Aktivkohle- und Ozonbehandlungen untersucht und hinsichtlich einer Reihe von Bewertungskriterien miteinander verglichen. Neben rein monetären Gesichtspunkten spielen beim Variantenvergleich z.B. auch ökologische Aspekte und die Arbeitssicherheit eine Rolle. Die derzeitige Situation des Klärwerks sowie die baulichen Gegebenheiten vor Ort werden bei der Entwicklung der Verfahrensvarianten und deren Beurteilung zusätzlich berücksichtigt.

Zur Schaffung einer einheitlichen Wissensbasis wird zu Beginn der Studie der derzeitige Stand des Wissens zusammengefasst. Dabei wird vor allem auf die

unterschiedlichen Verfahrensvarianten zur Spurenstoffelimination und die wesentlichen Stoffeigenschaften der Mikroverunreinigungen eingegangen.

Die Studie zur Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake wird hiermit vorgelegt.

2. Stand der Technik

Organische Spurenstoffe werden auf unterschiedliche Wege in die Gewässer eingetragen. Einen wesentlichen Eintragspfad stellt der Ablauf einer Kläranlage dar. Zur Minimierung der Spurenstoffbelastung im Gewässer werden seit einigen Jahren verschiedene Technologien zur Spurenstoffelimination auf kommunalen Abwasserreinigungsanlagen (ARA) großtechnisch getestet. [1]

2.1 Technische Verfahrensvarianten

2.1.1 Einsatz von Pulveraktivkohle

Durch den Einsatz von Aktivkohle in pulverisierter Form kann eine große Bandbreite von Mikroverunreinigungen adsorptiv aus dem Abwasser entfernt werden. Neben der in der Trinkwasseraufbereitung bereits seit Jahrzehnten erfolgreich eingesetzten Filtration mit granulierter Aktivkohle (GAK) ist in der Abwasserbehandlung zur Spurenstoffelimination auch die Verwendung von Pulveraktivkohle (PAK) von Bedeutung. [2]

Die Dosierung von PAK in einer kommunalen Kläranlage erfolgt nach der biologischen Stufe. Diese verfahrenstechnische Anordnung stellt eine reduzierte organische Hintergrundbelastung und dadurch einen möglichst effizienten Einsatz der PAK sicher. Zur Abscheidung der PAK aus dem Abwasser stehen verschiedene Techniken zur Verfügung. Jedoch sollte eine Filtration des mit PAK versetzten Volumenstroms unabhängig von der vorhergehenden Abscheideeinheit unbedingt erfolgen, um die feindispersen PAK-Anteile aus dem gereinigten Abwasser zu entfernen. [3]

Die verfahrenstechnische Einbindung der PAK-Dosierung auf bestehenden Anlagen kann je nach vorhandener Bausubstanz und Verfahrenstechnik unterschiedlich geschehen. In jedem Fall ist ein Kontaktraum erforderlich, der die Adsorption der Spurenstoffe an die Pulveraktivkohle ermöglicht. Dies kann in einem separaten Kontaktbecken oder im Überstand einer evtl. vorhandenen Flockungsfiltration geschehen. Bei Dosierung von PAK in ein separates Kontaktbecken kann im Ablauf des Kontaktbeckens eine Sedimentationseinheit angeordnet werden, bevor das gereinigte Abwasser filtriert wird. Die abgesetzte PAK wird dann in den Kontaktreaktor zurückgeführt und die Aufenthaltszeit der PAK dadurch erhöht. Die

Überschuss-PAK (ÜPAK) wird in die Biologie gegeben um die noch freien Kapazitäten der PAK im Belebungsbecken zu nutzen und die PAK anschließend in der Nachklärung abzuscheiden. Alternativ kann auf die Sedimentationseinheit verzichtet und die PAK direkt im Flockungsfilter abgeschieden werden. Dies führt zu einer geringeren Aufenthaltszeit der PAK im System. Anstelle eines separaten Kontaktbeckens kann die PAK auch in den Zulauf zur Flockungsfiltration dosiert werden. Dadurch verkürzt sich die Kontaktzeit von PAK und Abwasser weiter. Das Rückspülwasser der Filtereinheit wird bei allen verfahrenstechnischen Varianten in den Zulauf zur Vorklärung oder zur Belebung gegeben und anschließend mit dem Primärschlamm (PS) oder Überschussschlamm (ÜS) abgeschieden. Eine Zugabe von Fällmittel und gegebenenfalls Flockungshilfsmittel ist zur vollständigen Abscheidung der PAK erforderlich. Bei einer vorherigen Simultanfällung zur Phosphorelimination ist eine entsprechende Reduzierung der Fällmittelmenge möglich. [3]

Die möglichen Verfahrensvarianten zur Umsetzung einer PAK-Dosierung auf kommunalen Kläranlagen sind in Abbildung 1 schematisch dargestellt.

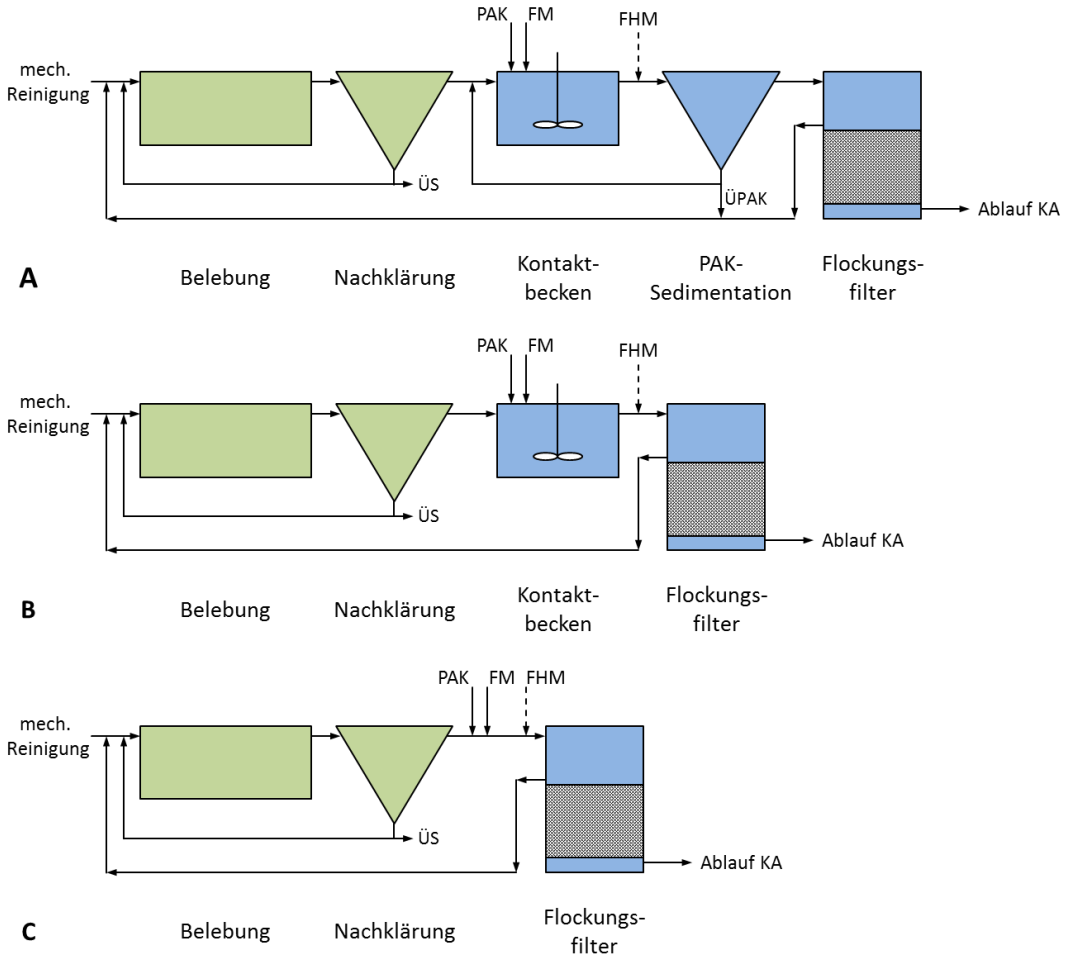

Abbildung 1: Verfahrenstechnische Varianten zur Einbindung einer PAK-Anlage (Kontaktbecken nach der Nachklärung A mit Sedimentationseinheit, B ohne Sedimentationseinheit und C PAK-Dosierung in den Zulauf zur Flockungsfiltration)

Eine Verfahrensstufe zur Pulveraktivkohledosierung besteht im Wesentlichen aus einem PAK-Silo, einer Dosiervorrichtung für die PAK, einem Kontaktbecken, einer Stufe zum Rückhalt der PAK und der erforderlichen Mess-, Steuer-, Regelungs- und Sicherheitstechnik. [3]

Die Lagerung der angelieferten PAK erfolgt in einem Silo. Dieses muss verhältnismäßig groß dimensioniert sein, um die Expansion der PAK bei der Befüllung zu berücksichtigen. Generell besteht beim Befüllen des Silos oder der Lagerung der PAK die Gefahr von Staubexplosionen. Für den direkten Umgang mit PAK wird außerdem ein Atemschutz empfohlen. Um die gelagerte Aktivkohle aufzulockern und Verblockungen im unteren Silobereich zu vermeiden, muss über entspre-

chende Vorrichtungen regelmäßig Stickstoff in das PAK-Silo eingeblasen oder dieses gerüttelt werden. Im PAK-Silo ist eine Temperaturmessung zu installieren, um Glimmbrände im Silo zu erkennen. Außerhalb des PAK-Silos ist aus Gründen des Arbeitsschutzes eine O_2- und CO-Messung erforderlich. Direkt unterhalb des Silos wird die Dosieranlage installiert, von wo aus die vorbereitete Aktivkohle in den Zulauf zum Kontaktbecken oder zur Flockungsfiltration gefördert wird. Die Dosierstation muss in Ex-Schutz-Ausführung installiert werden. [2][3]

Die PAK-Dosierung wird proportional zum Zulauf ins Kontaktbecken vorgeschlagen. Als Dosiervorrichtung wird eine gravimetrische Dosierung empfohlen, da diese ausreichend genau ist, um sowohl Über- als auch Unterdosierungen zu vermeiden [3]. Die PAK wird nach dem Abwiegen mittels Wasserstrahlpumpe in einen Wasserstrahl eingemischt und ins Abwasser dosiert. Die Steuerung der dosierten PAK-Menge kann entweder schrittweise anhand der aktuellen, meist stark schwankenden Zulaufmengen oder anhand eines durchschnittlichen Tagesganges erfolgen. [2]

Die Auslegung des Kontaktbeckens für eine PAK-Anlage sollte mindestens auf den Trockenwetterzufluss als Bemessungsabfluss erfolgen [3]. In der Schweiz haben sich 20 Minuten für den Kontakt zwischen Aktivkohle und Abwasser als ausreichend erwiesen, wenn ein minimales Schlammalter gewährleistet wird. Dieses liegt bei der Dosierung in die Flockungsfiltration bei ca. 12 Stunden und bei Rückführung der abgetrennten Aktivkohle in das Kontaktbecken bei 1 bis 2 Tagen [2]. Die „Anleitung zur Auslegung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“ des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe.NRW schlägt eine minimale hydraulische Aufenthaltszeit im Kontaktbecken von 30 Minuten vor. Im Falle einer Dosierung der PAK in den Zulauf zur Flockungsfiltration kann die minimale Kontaktzeit gegebenenfalls herabgesetzt werden. [3]

Wenn eine Sedimentationseinheit vorgesehen wird, wird für die Rückführung der abgetrennten Aktivkohle in den Kontaktreaktor ein Rückführverhältnis von 0,5 bis 1,0 vorgeschlagen. Dadurch erhöht sich die Aufenthaltszeit der PAK im System und ihre Adsorptionskapazität wird weitgehender ausgenutzt. Durch die Rückführung der Überschuss-PAK in die Belebung und den anschließenden gemeinsamen Abzug mit dem Überschussschlamm (ÜS) wird die PAK mit dem Belebtschlamm vermischt. Eine gemeinsame Schlammbehandlung ist nach heutigen Erkenntnissen möglich, da keine Desorption der Spurenstoffe von der PAK beo-

bachtet wurde. PAK-haltiger Faulschlamm darf jedoch nicht landwirtschaftlich verwertet werden, da so die adsorbierten Mikroverunreinigungen wieder in die Umwelt gelangen würden. Daher ist eine Schlammverbrennung erforderlich. Hier kann die PAK durch ihren hohen Heizwert positiv zu einer möglichen Energierückgewinnung (Wärme oder evtl. Strom) beitragen. Insgesamt erhöht sich die Schlammmenge durch die ÜPAK um etwa 5 bis 10 %, was zu erhöhten Kosten bei der Schlammentsorgung führt. [2][3]

Die Dosiermenge der PAK hängt unter anderem von der Kohleart, dem Dosierort und einer ggf. vorgesehenen Rezirkulation der PAK ab. Üblicherweise liegt die dosierte Aktivkohlemenge bei 10 bis 20 mgPAK/l Abwasser. [3]

Für den Einsatz von PAK auf bestehenden kommunalen Kläranlagen sind die abrasiven und korrosiven Eigenschaften der Aktivkohle zu berücksichtigen. Alle mit der Aktivkohle in Kontakt stehenden Anlagenkomponenten müssen aus entsprechend beständigem Material gefertigt oder entsprechend beschichtet werden. Bestehende Anlagenteile können entweder durch spezielle Beschichtungen verstärkt oder durch beständige Materialien wie V4A-Edelstahl, HDPE oder Beton ersetzt werden. [2]

Für einen effizienten Einsatz der PAK zur Spurenstoffelimination ist eine weitgehende Vorreinigung des zu behandeln Abwassers erforderlich. Je größer die organische Hintergrundbelastung im Zulauf zur PAK-Anlage ist, desto mehr PAK ist erforderlich, um die gleiche Spurenstoffelimination zu erzielen. Daher sind eine weitgehende biologische Reinigung und eine zuverlässig funktionierende Nachklärung die Grundvoraussetzung für den effizienten Betrieb einer PAK-Anlage. [3]

Vorteile des PAK-Einsatzes

Ein Vorteil des Einsatzes von PAK zur Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen ist, dass durch PAK ein breites Spektrum an Mikroverunreinigungen sowie deren Effekte effizient aus dem Abwasser entfernt werden können. Dies führt zu einer signifikanten Verbesserung der Qualität des gereinigten Abwassers, was wiederum besonders bei Gewässern mit einem hohen Abwasseranteil zu einer deutlichen Verbesserung der Oberflächengewässerqualität führen kann. [2]

In der Regel ist ein Verfahren zur Spurenstoffelimination mit PAK gut in eine bestehende Kläranlage zu integrieren. Es fallen keine problematischen Produkte oder Abfälle an, deren Entsorgungsweg ungeklärt wäre, und die eliminierten Spu-

renstoffe werden nicht nur inaktiviert bzw. transformiert, sondern durch Sorption gebunden und dadurch vollständig entfernt. Neben der effektiven Entfernung von Spurenstoffen aus dem Abwasser wird auch der DOC reduziert, das Abwasser wird entfärbt und verlässt die Kläranlage praktisch geruchslos. [2]

Nachteile des PAK-Einsatzes

Nachteilig wirkt sich der um ca. 5 % erhöhte Energiebedarf der Kläranlage aus. Darüber hinaus ist der Primärenergiebedarf zur Herstellung der PAK sehr hoch. Des Weiteren erhöht sich der Schlammanfall einer Kläranlage durch den Einsatz von PAK um rd. 5 bis 10 %, was wiederum die Kosten für die Schlammentsorgung erhöht. Hier ist zusätzlich zu beachten, dass PAK-haltiger Schlamm nicht landwirtschaftlich verwertet werden darf, da dadurch die adsorbierten Spurenstoffe nicht aus der Umwelt entfernt werden. Außerdem wirkt PAK abrasiv und korrosiv, was im Falle einer Rückführung des mit PAK versetzten Abwassers in bestehende Anlagenteile zu einem rascheren Verschleiß führen kann. [2]

In Tabelle 1 sind die Vor- und Nachteile des PAK-Einsatzes auf kommunalen Kläranlagen gegenübergestellt.

Tabelle 1: Übersicht der Vor- und Nachteile einer PAK-Anlage

Vorteile		Nachteile	
+	eliminiert ein breites Spektrum von Spurenstoffen	-	erhöhter Energieverbrauch der KA um etwa 5 %
+	gut in bestehende Anlagen integrierbar	-	hoher Primärenergiebedarf zur PAK-Produktion (CO_2-Bilanz rd. 3.400 t CO_2/a)
+	Sorption und dadurch vollständige Entfernung, statt Inaktivierung oder Transformation	-	rascher Verschleiß der Anlagenteile möglich durch abrasive und korrosive Eigenschaften der PAK
+	keine problematischen Produkte oder Abfälle	-	erhöhter Schlammanfall um rd. 5-10 %
+	Entfernung von Farbstoffen und Geruch	-	erhöhte Kosten für die Schlammentsorgung durch mehr Schlamm
		-	landwirtschaftliche Verwertung des Schlammes nicht möglich

Pilot- und Versuchsanlagen mit PAK-Verfahren im In- und Ausland

Für den Einsatz von PAK auf kommunalen ARA liegen aus Baden-Württemberg

bereits mehr als 20 Jahre Betriebserfahrungen vor. Auf drei Kläranlagen in Albstadt-Ebingen, Albstadt-Lautlingen und Hechingen werden seit 1992 und 1999 großtechnische PAK-Anlagen zur Entfärbung von maximal 225 l/s bis 980 l/s Abwasser betrieben. Seit Juli 2010 wird in Mannheim ein Volumenstrom von 300 l/s im Teilstromverfahren mit PAK behandelt. Diese Anlage soll bis September 2015 um das Fünffache auf 1.500 l/s erweitert werden. Auf den Kläranlagen in Kressbronn, Stockacher Aach und Sindelfingen werden seit der 2. Jahreshälfte 2011 ebenfalls PAK-Anlagen für 250 l/s bzw. 1.000 l/s betrieben und im Oktober 2013 wurde auf der Kläranlage Langwiese in Ravensburg die derzeit größte PAK-Anlage in Deutschland für 1.100 l/s in Betrieb genommen. [4]

In der Schweiz wurden seit Januar 2008 bis Juni 2010 Versuche zur PAK-Dosierung im halbtechnischen Maßstab gefahren. In der Pilotanlage der Eawag wurden in drei Versuchsphasen die maßgeblichen Einflussfaktoren zur PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken mit nachgeschaltetem Tuchfilter zur Abtrennung der PAK untersucht. Im Herbst 2008 und Sommer 2010 wurde auf der Schweizer Kläranlage Kloten/Opfikon über vier bzw. neun Wochen die PAK-Dosierung in den Zulauf zu einer bestehenden Flockungsfiltration getestet. Auf der Kläranlage Vidy in Lausanne wurde im Jahr 2009 für ein Jahr eine PAK-Stufe mit Dosierung in ein Kontaktbecken und Abscheidung der PAK durch Ultrafiltration betrieben. Von März 2011 bis November 2012 wurden auf der ARA Birsfelden Versuche zur PAK-Dosierung mit anschließender Abtrennung mittels Ultrafiltration gefahren. Seit März 2012 läuft auf der Kläranlage Flos in Wetzikon ein weiteres Projekt, dass die Dosierung von PAK direkt in ein Belebungsbecken untersucht. [5][6]

In Nordrhein-Westfalen wurde im Februar 2011 die erste PAK-Anlage auf dem Klärwerk Buchenhofen in Betrieb genommen und seit dem zu Forschungszwecken betrieben. Die PAK wird dabei in den Zulauf einer von insgesamt 28 Filterkammern dosiert und direkt im Filterbett abgeschieden. Über das Jahr 2013 wurde auf einer halbtechnischen Versuchsanlage auf dem Klärwerk Düsseldorf Süd die PAK-Dosierung in die biologische Stufe erfolgreich untersucht. [7]

2.1.2 Einsatz von granulierter Aktivkohle

Durch den Einsatz von Aktivkohle in granulierter Form kann, ebenso wie durch den PAK-Einsatz, eine große Bandbreite von Mikroverunreinigungen adsorptiv aus dem Abwasser entfernt werden. In der Trinkwasseraufbereitung werden persistente Stoffe bereits seit Jahrzehnten erfolgreich durch GAK-Filtration entfernt.

Auch in der Abwasserbehandlung sind GAK-Filter zur Spurenstoffelimination denkbar. [2]

GAK-Filter werden der biologischen Reinigungsstufe nachgeschaltet. Sie können verfahrenstechnisch an die Stelle einer Flockungsfiltration treten und gewährleisten dadurch nicht nur eine Spurenstoffelimination, sondern auch einen Suspensarückhalt. Alternativ kann ein GAK-Filter einer Filtrationsstufe nachgeschaltet werden. Dadurch wäre der Feststoffanteil im Zulauf zum GAK-Filter nahezu Null und die Konkurrenz der organischen Hintergrundmatrix um die Adsorptionskapazität der Aktivkohle wäre minimiert. [3]

Abbildung 2 stellt die Einbindungsmöglichkeiten eines GAK-Filters auf einer kommunalen Kläranlage schematisch dar.

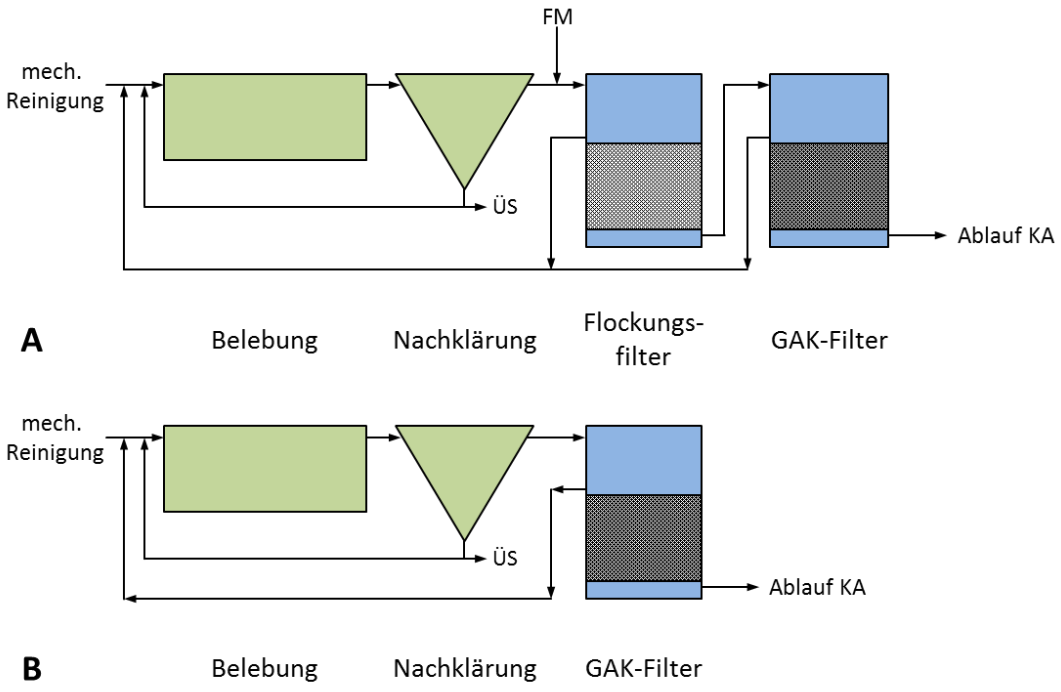

Abbildung 2: Verfahrenstechnische Varianten zur Einbindung einer GAK-Filtration (A mit Vorfiltration und B direkt im Ablauf der Nachklärung)

Eine GAK-Filtration besteht im Wesentlichen aus den parallel betriebenen GAK-Filtereinheiten sowie dem üblicherweise erforderlichen Hebewerk im Zulauf zur Filtration. Wenn eine Filtration dem GAK-Filter vorgeschaltet ist, macht dies gegebenenfalls eine erneute Hebung des Abwassers erforderlich. [3]

Ist eine Flockungsfiltration bereits vorhanden, so ist die Umrüstung einzelner Filterkammern zu GAK-Filtern i.d.R. ohne baulichen Aufwand möglich. Das vorhandene Filtermaterial wird ausgebaut und granulierte Aktivkohle eingebaut. Je nach Aktivkohleart ist der Rückspülvorgang anzupassen, um ein ausschwemmen der GAK zu verhindern. Da das Filtermaterial regelmäßig ausgetauscht werden muss, sollten die Filterkammern zugänglich sein. Der Austausch des Filtermaterials dauert je nach Größe der Filterkammer zwischen wenigen Stunden bei kleinen Filtern und 4 bis 6 Stunden bei Größeren. [2]

Die beladene, ausgebaute GAK kann mit geringen Verlusten von rd. 10 bis 15 % reaktiviert und anschließend wieder eingebaut werden. Die Reaktivierungsverluste müssen mit frischer GAK aufgefüllt werden [3]. Die Reaktivierung von GAK ist deutlich weniger energieaufwendig als die Herstellung frischer Aktivkohle. Jedoch liegen weder für die Herstellung noch für die Regeneration von Aktivkohle gesicherte Werte für den Energieverbrauch vor. Daher ist die Aufstellung der gesamten Energiebilanz für Aktivkohle mit Unsicherheiten verbunden. [2]

Der Mehraufwand für die Steuerung bzw. Regelung einer GAK-Filtration im Vergleich zu einer Flockungsfiltration ist sehr gering. Lediglich die Überwachung der Eliminationsleistung erfordert zusätzliche Messtechnik, für die jedoch noch keine geeigneten Parameter oder Messverfahren gefunden wurden. Zur Ermittlung des Austauschintervalls sind daher derzeit noch Probenahmen zur Spurenstoffanalyse im Labor erforderlich. [2]

Eine GAK-Filtration wird auf eine Leerbettkontaktzeit von 5 bis 30 Minuten und eine Filtergeschwindigkeit von 5 bis 15 m/h bemessen. Die Wirtschaftlichkeit von GAK-Filtern hängt wesentlich von der behandelten Wassermenge vor dem Austausch des Filtermaterials ab. Ausgedrückt wird dies in erzielbaren bzw. durchgesetzten Bettvolumina (BV). Die Erfahrungen aus Pilotversuchen belegen, dass mit einer passend gewählten Aktivkohle im Minimum zwischen 3.000 und 7.500 BV behandelt werden können. Das stoffspezifische Maximum liegt zwischen 15.000 und 30.000 BV. [2][3]

Um derart hohe durchgesetzte Bettvolumina erreichen zu können, ist eine zuverlässig und gut funktionierende Nachklärung zwingend erforderlich. Auch die erforderliche Häufigkeit der Filterspülung hängt von der Funktion der Nachklärbecken ab. Je mehr AFS und damit auch CSB also aus der Nachklärung abtreibt, desto

häufiger muss der GAK-Filter gespült und das Filterbett ausgetauscht werden. Entsprechend steigen auch die Betriebskosten.

Vorteile des GAK-Einsatzes

Die Vorteile von GAK-Filtern zur Spurenstoffelimination auf kommunalen ARA sind weitgehend identisch mit den Vorteilen der PAK-Anwendungen, die auf den Eigenschaften der Aktivkohle beruhen. Im Gegensatz zu PAK kann GAK jedoch mit leichten Verlusten regeneriert werden. Für die Regeneration wird deutlich weniger Energie benötigt, als für die Herstellung frischer Aktivkohle. Dadurch sinken auch die Betriebskosten beim Einsatz von regenerierter GAK. [2]

Die Energiekosten für den Einsatz von GAK-Filtern liegen etwa auf dem Niveau einer herkömmlichen Sandfiltration. Bei bereits vorhandenen Filtrationsanlagen sind sowohl der bauliche Aufwand zur Umrüstung auf GAK-Filter wie auch der Mehr-Energieverbrauch sehr gering. [2]

Nachteile des GAK-Einsatzes

Ein Nachteil beim Einsatz von GAK-Filtern zur Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen ist, dass der tatsächliche Energiebedarf zur Herstellung und Regenerierung der GAK mangels belastbarer Literaturwerte nicht sicher abgeschätzt werden kann. Auch die durchsetzbaren Bettvolumina und damit die Standzeit eines GAK-Filters konnte aufgrund der geringen Anzahl an Versuchsanlagen noch nicht allgemeingültig übertragbar festgestellt werden. [2]

In Tabelle 2 sind die Vor- und Nachteile des Einsatzes von GAK-Filtern auf kommunalen Kläranlagen gegenübergestellt.

Tabelle 2: Übersicht der Vor- und Nachteile von GAK-Filtern

Vorteile		Nachteile	
+	eliminiert ein breites Spektrum von Spurenstoffen	-	Energiebedarf für Herstellung und Regenerierung relativ unsicher
+	gut in bestehende Anlagen integrierbar	-	durchsetzbare Bettvolumina unsicher
+	Sorption und dadurch vollständige Entfernung, statt Inaktivierung oder Transformation		
+	keine problematischen Produkte oder Abfälle		
+	Entfernung von Farbstoffen und Geruch		
+	nach Regeneration mit leichten Verlusten wiederverwendbar		
+	bei bestehender Filtration baulicher Aufwand und Mehr-Energieverbrauch sehr gering		

Pilot- und Versuchsanlagen mit GAK-Verfahren im In- und Ausland

Halb- und großtechnische Untersuchungen zum Einsatz von GAK zur Spurenstoffelimination in der Abwasserbehandlung wurden vielfach in Deutschland durchgeführt. [5]

Seit Januar 2011 wird auf dem Klärwerk Obere Lutter der Trockenwetterzufluss von 1.125 m³/h in drei umgerüsteten Kammern der vorhandenen Flockungsfiltration mit GAK behandelt. Mit einem mittleren CSB-Zulauf zur GAK-Filtration von rd. 48 mg/l konnte bei einer Filtergeschwindigkeit von 2 bis 8 m/h und einer Leerbettkontaktzeit von 75 bis 19 Minuten eine Standzeit des Filterbettes von rd. 9 Monaten erreicht werden. Dies entspricht fast 25.000 durchgesetzten Bettvolumina. [7][8]

Im Juni 2011 wurde ein GAK-Filter auf der Kläranlage Düren-Merken in Betrieb genommen. In drei Betriebsphasen wurden drei unterschiedliche Kohlearten bei einer Filtergeschwindigkeit von ca. 7 m/h und einer Leerbettkontaktzeit von rd. 11 bis 14 Minuten miteinander verglichen. Aufgrund des hohen Feststoffanteils von rd. 20 bis 30 mgAFS/l im Zulauf zur Filtration konnten nur etwa

4.000 bis 7.000 Bettvolumina umgesetzt werden, bevor das GAK-Filterbett ausgetauscht werden musste. [7]

Auf der Zentralkläranlage Rietberg wurden ab Oktober 2012 bis April 2013 halbtechnische Versuche zum Betrieb einer GAK-Filtration mittels Dyna-Sand-Anlage durchgeführt. In drei Abschnitten wurden zunächst das hydraulische Verhalten der Filter und anschließend zwei unterschiedliche Aktivkohleprodukte auf ihre Eignung zur Spurenstoffelimination geprüft. Die CSB-Konzentration im Zulauf zu den Filtern betrug während der Versuche rd. 38 mg/l. Bei Filtergeschwindigkeiten von 3 bis 6 m/h und Leerbettkontaktzeiten von 0,6 bis 1,2 Stunden wurden während der Versuchsphasen 2 und 3 etwa 2.780 und 1.440 Bettvolumina behandelt. [7]

Im Januar 2013 wurden auf dem Klärwerk Gütersloh-Putzhagen zwei auf GAK umgerüstete Zellen einer BIOFOR-Filteranlage in Betrieb genommen. Bei einem mittleren CSB-Zulauf von rd. 37 mg/l, einer Filtergeschwindigkeit von 2 bis 10 m/h und einer Aufenthaltszeit von 11 bis 56 Minuten wurden die Filter zweimal pro Woche gespült. Es konnten 4.500 Bettvolumina durchgesetzt werden, bevor keine CSB-Elimination mehr stattfand. Insgesamt wurden 7.000 BV durchgesetzt. [7][9]

Darüber hinaus wurden im ersten Quartal 2013 auf dem Klärwerk Buchenhofen zwei GAK-Filterzellen in Betrieb genommen. Eine der beiden Filterzellen wird parallel zu den übrigen Flockungsfiltrationskammern betrieben, die zweite wird als nachgeschaltete Filtration anteilsmäßig mit dem Ablauf der Flockungsfiltration beschickt. Die Standzeit der beiden Filterzellen betrug Ende 2014 bereits über ein Jahr, ohne dass die Spurenstoffelimination relevant nachgelassen hatte. Das Versuchsprojekt dauert derzeit noch an, sodass noch kein Abschlussbericht vorliegt. [10]

Neben den bereits umgesetzten Projekten zur Spurenstoffelimination mittels GAK-Filtration sind für eine Reihe von Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen bereits Machbarkeitsstudien durchgeführt worden. Für die Kläranlagen Dülken und Bad Oeynhausen beispielsweise wurde die GAK-Filtration als Vorzugsvariante herausgearbeitet, deren Umsetzung sich derzeit in der Planungsphase befindet. [7]

Neben den Versuchsanlagen in NRW wird seit Anfang 2012 in Baden-Württemberg der GAK-Einsatz speziell für kleine Kläranlagen erforscht. Im Rahmen eines Pilot-projektes wurde auf der Kläranlage Emmingen-Liptingen einer von drei vorhandenen Dyna-Sand-Filtern zur GAK-Filtration von maximal 20 l/s

entsprechend 72 m³/h umgerüstet. Darüber hinaus wurde für das Lehr- und Forschungsklärwerk der Universität Stuttgart bei Büsnau im August 2014 eine GAK-Stufe zur Behandlung von 20 l/s entsprechend 72 m³/h geplant. [4][11]

2.1.3 Einsatz von Ozon

Durch Zugabe von Ozon in das Abwasser kann eine große Bandbreite von Mikroverunreinigungen sowie deren Wirkungen aus dem Abwasser oxidativ entfernt werden. In der Trinkwasseraufbereitung wird die Ozonung seit Jahrzehnten eingesetzt, um das Wasser zu desinfizieren und von störenden Geruchs- und Geschmacksstoffen zu befreien. In der Abwassertechnik wurden in den vergangenen Jahren in der Schweiz und in Deutschland auf einer Reihe von kommunalen ARA halb- und großtechnische Versuche erfolgreich durchgeführt. [2]

Eine Ozonanlage zur Mikroschadstoffentfernung wird auf einer Kläranlage der biologischen Stufe nachgeschaltet. Vor der Ozonanlage kann gegebenenfalls eine Filtereinheit angeordnet sein. Im Ablauf der Ozonung ist nach heutigem Kenntnisstand eine Nachbehandlung des Abwassers in einer biologisch aktiven Stufe erforderlich, um die Reaktionsprodukte der Ozonung aus dem gereinigten Abwasser zu entfernen. [3]

Die verfahrenstechnische Einbindung einer Ozonanlage auf einer kommunalen Kläranlage hängt von den baulichen Gegebenheiten ab und kann dementsprechend auf unterschiedliche Weise erfolgen. Ist eine weitere, biologisch aktive Reinigungsstufe (z.B. Flockungsfiltration oder Schönungsteich) vorhanden, kann diese als Nachbehandlung für den mit Ozon behandelten Volumenstrom dienen. Entsprechend wird der Ozonreaktor zwischen der Nachklärung und der weiteren Reinigungsstufe im Voll- oder Teilstrom betrieben. Für eine möglichst geringe organische Hintergrundbelastung und dadurch einen geringen Ozonverbrauch kann der Ozonreaktor im Teilstromverfahren im Ablauf einer Flockungsfiltration angeordnet werden. Der mit Ozon behandelte Volumenstrom wird dabei in den Zulauf zur Flockungsfiltration zurückgegeben, um sowohl die Vorfiltration, wie auch die Nachreinigung über den Flockungsfilter zu gewährleisten. Ist weder ein Flockungsfilter noch ein Schönungsteich für die biologisch aktive Nachbehandlung vorhanden, so kann der mit Ozon behandelte Volumenstrom in die Biologie zurückgeführt werden. Da der zurückgeführte Volumenstrom Reste von Ozon enthalten kann, sollte bei vorgeschalteter Denitrifikation die Rückführung in die belüftete Zone erfolgen. Dies führt zu kaskadenähnlichen Verhältnissen im Belebungs-

becken, die zu berücksichtigen sind. Die Wahl des Ozoneintragssystems ist von der verfahrenstechnischen Einbindung auf der Kläranlage unabhängig. [2][3]

Abbildung 3 zeigt schematisch die Einbindungsmöglichkeiten einer Ozonanlage aus kommunalen Kläranlagen.

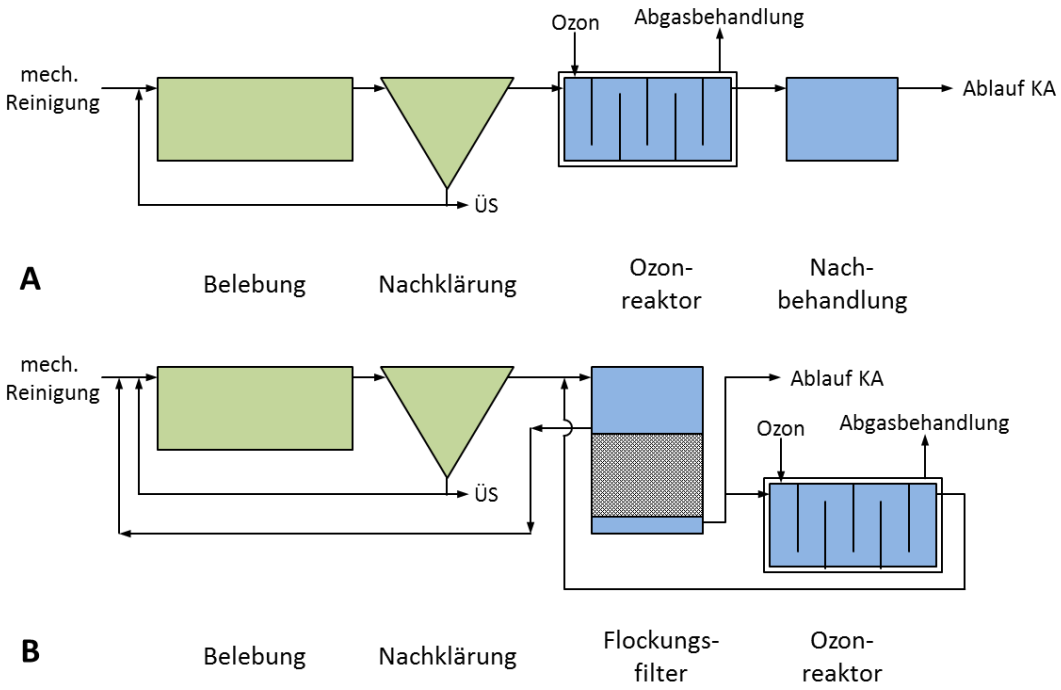

Abbildung 3: Verfahrenstechnische Varianten zur Einbindung einer Ozonanlage (Ozonreaktor A zwischen Nachklärung und biologisch aktiver Nachbehandlung und B im Teilstrom hinter der Flockungsfiltration mit Rückführung in die Filtration)

Die Ozonanlage besteht im Wesentlichen aus einem Flüssigsauerstofftank bzw. der Sauerstoffproduktion, der Ozonerzeugung, dem Ozonreaktor, einem Restozonvernichter, der Nachbehandlung und der erforderlichen Mess-, Steuer-, Regelungs- und Sicherheitstechnik. [2]

Ozon wird mit Hilfe von Ozongeneratoren auf der Kläranlage erzeugt. Als Trägergas dient flüssiger Sauerstoff (LOX, *Liquid Oxygen*), komprimierte, getrocknete Luft oder vor Ort aus der Umgebungsluft erzeugter Sauerstoff aus einer PSA-Anlage (*Pressure Swing Adsorption*). Auf größeren kommunalen ARA kommt aus Gründen der Einfachheit und Wirtschaftlichkeit i.d.R. nur LOX in Frage [3]. Bei größeren Anlagen mit einem konstanten Gasstrom kann in Einzelfällen auch die Sauerstoffproduktion vor Ort mit einer PSA-Anlage wirtschaftlich sein [2]. Im

Ozongenerator werden rd. 10 M.-% des Sauerstoffes in Ozon umgewandelt. Über Diffusoren oder Injektionssysteme wird das ozonhaltige Gas in den Ozonreaktor eingebracht, wo es sich im Abwasser löst. Der Ozonreaktor muss luftdicht abgedeckt sein, um Ozonaustritte in die Umwelt zu verhindern. Der Gasraum über dem Ozonreaktor ist kontinuierlich abzusaugen und durch einen Restozonvernichter zu leiten. Aus Sicherheitsgründen ist der Ozongehalt in geschlossenen Betriebsräumen der Ozonanlage kontinuierlich zu messen. Diese Ozonmessung muss sowohl mit der Ozonanlage, als auch mit einem Alarmsystem gekoppelt sein, um das Betriebspersonal zu schützen. [3]

Als Nachbehandlung zur Elimination der Reaktionsprodukte aus dem gereinigten Abwasser können beispielsweise bereits vorhandene Filteranlagen oder Schönungsteiche in Frage kommen. Auch GAK-Filter mit zusätzlich adsorptiver Wirkung oder Wirbel- und Festbettreaktoren sind möglich. [3]

Die Steuerung des Ozoneintrags kann auf unterschiedliche Weise realisiert werden. Als Steuer- bzw. Regelgrößen kommen die Zuflusswassermenge, die DOC-Fracht im Zulauf oder der Anteil gelösten Ozons im hinteren Reaktorteil in Frage. Außerdem ist die Abnahme der UV-Absorbanz (SAK) eine vielversprechende Regelungsgröße, für die bisher jedoch relativ wenige Erfahrungen vorliegen. [2]

Nachfolgend sind die Möglichkeiten der Steuerung/Regelung mit ihren Vor- und Nachteilen tabellarisch gegenüber gestellt.

Tabelle 3: Übersicht Steuer- und Regelungsgrößen für Ozonanlagen nach [2]

	Q	DOC	O_3	SAK
Steuerung oder Regelung	Steuerung	Steuerung	Regelung	Regelung
Messgeräte	Q (Zulauf)	Q, DOC (Zulauf), evtl. NO_2 (zu)	(Q), O3 (hinterer Reaktorteil)	(Q), SAK (Zulauf und Ablauf)
Aufwand/Kosten	Gering	Kalibrierung aufwendig	Kalibrierung aufwendig	noch nicht bekannt
Kontrolle Elimination	Nein	i.d.R. gut	Gut	Gut
Vorteile	Einfach	Einfache Aussage über Effektivität	Dosierung angepasst an Bedarf	Aussage über Effektivität, Dosierung an Bedarf angepasst, Einfache Messung
Nachteile	Keine Aussage über Effektivität Gefahr von Über-/Unter-dosierung	Bei häufigen Nitritspit-zen nicht geeignet, Dosierung nicht unbedingt nach Bedarf, Zuverlässigkeit der Messung	Wahl des Messortes entscheidend, Überdosierung bei tiefem Durchfluss	Wenig/keine Erfahrungen, Vortests notwendig

Die Auslegung des Kontaktreaktors einer Ozonanlage sollte mindestens auf den Trockenwetterzufluss als Bemessungsabfluss erfolgen [3]. Die Erfahrungen mit Pilotanlagen in der Schweiz haben gezeigt, dass eine hydraulische Aufenthaltszeit von 20 Minuten bei Trockenwetter als Kontaktzeit für eine weitgehende Elimination von Spurenstoffen ausreicht. Bei Regenwetter sollte trotz einer verkürzten hydraulischen Aufenthaltszeit die Kontaktzeit noch etwa 5 bis 10 Minuten betragen [2]. Das Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW empfiehlt in seiner „Anleitung zur Auslegung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“ eine Kontaktzeit von 15 bis 30 Minuten bei Trockenwetter [3].

Die benötigte Ozondosis für die Elimination von Mikroverunreinigungen aus dem biologisch vorgereinigten Abwasser ergibt sich aus der DOC- und Nitrit-Konzentration im Zulauf zur Ozonanlage sowie der jeweiligen spezifischen Ozonzehrung. Für DOC (z_{DOC}) liegt diese zwischen 0,6 und 0,8 mgO_3/mgDOC und für Nitrit ($z_{NO2\text{-}N}$) bei 3,43 mgO_3/$mgNO_2$-N. Über die Ozondosis kann mit dem Bemessungsabfluss die maximal erforderliche Kapazität der Ozonproduktion ermittelt werden. Analog wird über den minimalen Trockenwetterabfluss als 2h-Mittel die minimal notwendige Ozonerzeugung ermittelt. [3]

Die erforderliche Ozondosis hängt direkt von den Abwasserinhaltsstoffen und damit von der Reinigungsleistung der vorgeschalteten Stufen ab. Ein hoher Nitrit- oder DOC-Wert im Zulauf zur Ozonanlage erhöhen die erforderliche Ozondosis und damit die Kosten. Die Leistung der Belebung und der Nachklärung haben somit einen direkten Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit einer Ozonanlage. Daher ist eine weitgehende Nitrifikation im Belebungsbecken und eine zuverlässig funktionierende Nachklärung die Grundvoraussetzung für den effizienten Betrieb einer Ozonanlage. [3]

Vorteile der Ozonung

Ein Vorteil des Einsatzes von Ozon zur Spurenstoffelimination ist, dass dadurch ein breites Spektrum an Substanzen effektiv aus dem Abwasser entfernt werden kann. Dabei ist von besonderer Bedeutung, dass einige der durch Ozon gut entfernbaren Substanzen durch andere Verfahren, wie beispielsweise den Aktivkohleeinsatz, nur bedingt reduziert werden können. Als Beispiel dafür kann das Antibiotikum Sulfamethoxazol genannt werden, das gemäß Vorschlag des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe.NRW mit vier weiteren Spurenstoffen als Stellvertretersubstanz zur Überwachung der Eliminationsleistung herangezogen werden soll. [2]

Überdies ist eine Ozonanlage in der Regel gut in eine bestehende Abwasserreinigungsanlage integrierbar. Ihr Betrieb hat keine Auswirkungen auf die bestehenden Reinigungsstufen, sofern keine Rückführung von behandelten Volumenströmen vorgesehen wird. [2]

Darüber hinaus werden durch die desinfizierende Wirkung des Ozons pathogene Keime weitgehend eliminiert, wenn auch aufgrund der höheren Konzentrationen an Mikroorganismen und Feststoffen im Abwasser nicht so effektiv, wie in der Trinkwasseraufbereitung. [2]

Nachteile der Ozonung

Ein Nachteil des Einsatzes von Ozon auf Abwasserreinigungsanlagen ist die relativ energieintensive Ozonerzeugung. Diese muss vor Ort auf der Kläranlage geschehen, da Ozon aufgrund der Explosionsgefahr nicht in Druckflaschen abgefüllt werden kann. Das zur Ozonerzeugung notwendige Trägergas wird meist in Form von flüssigem Sauerstoff von externen Händlern auf die Kläranlage geliefert. Dies führt zu einer Abhängigkeit, die sich schlimmstenfalls negativ auf die Kosten oder die Betriebsbereitschaft der Ozonbehandlung auswirken kann. [2]

Außerdem muss das Betriebspersonal vor Ozonaustritten geschützt werden. Dies führt zu einer aufwendigen MSR- und Sicherheitstechnik, die eine Vielzahl von Sensoren sowohl im Abwasserstrom, wie auch in den Betriebsräumen der Ozonanlage erfassen muss. [2]

Darüber hinaus wirkt Ozon als starkes Oxidationsmittel und wandelt die Abwasserinhaltsstoffe um, ohne sie aus dem Abwasserstrom zu entfernen. Die Reaktionsprodukte der Ozonung sind i.d.R. weniger problematisch als die Ausgangssubstanzen, aber unbekannt und somit schwierig einzuschätzen. Eine Einschätzung der Toxizität wird auch dadurch erschwert, dass ihr Nachweis stark von der Sensitivität des verwendeten Testverfahrens abhängt. Um die Reaktionsprodukte wirkungsvoll aus dem Abwasserstrom zu entfernen, ist eine der Ozonung nachgeschaltete, biologisch aktive Reinigungsstufe erforderlich. [2]

Insgesamt erhöht sich der Energieverbrauch einer Kläranlage durch die Ozonung um 10 bis 30 %. Die Betriebskosten erhöhen sich dadurch auch insgesamt um etwa 10 bis 20 %. [2]

In Tabelle 4 sind die Vor- und Nachteile einer Ozonanlage auf kommunalen Kläranlagen zusammengefasst.

Tabelle 4: Übersicht der Vor- und Nachteile einer Ozonanlage

Vorteile		Nachteile	
+	eliminiert ein breites Spektrum von Spurenstoffen	-	erhöhter Energieverbrauch der KA um etwa 10-20 %
+	gut in bestehende Anlagen integrierbar	-	Ozonerzeugung erfordert evtl. erhöhte Anschlussleistung
+	keine Auswirkungen auf andere Reinigungsstufen	-	Zukauf von flüssigem Sauerstoff erforderlich
+	zusätzlich Desinfektion des Abwassers	-	umfangreiche MSR- und Sicherheitstechnik erforderlich
+	geringerer Platzbedarf im Vergleich zu PAK	-	Reaktionsprodukte sind i.d.R. unbekannt
+	bessere CO2-Bilanz verglichen mit Aktivkohle	-	biologisch aktive Nachreinigung erforderlich

Pilot- und Versuchsanlagen zur Ozonung im In- und Ausland

In den vergangenen Jahren wurde die Spurenstoffentfernung mittels Ozon auf einer Reihe von Kläranlagen in Pilotversuchen großtechnisch erprobt.

In der Schweiz wurden auf den Kläranlagen in Regensdorf und Lausanne ab Mai 2007 bzw. April 2009 Ozonanlagen im Pilotversuch betrieben. Die Anlage in Regensdorf behandelte maximal 250 l/s (120 l/s bei Trockenwetter) über 18 Monate, während die in Lausanne einen Teilstrom von 60 l/s über 15 Monate reinigte. Durch den Betrieb dieser Anlagen konnten wertvolle Erkenntnisse über die Auslegung, den Betrieb und die Kosten von Ozonanlagen in der Abwassertechnik erlangt werden. [2][5]

In NRW wird seit Oktober 2009 auf der Kläranlage Bad Sassendorf eine Ozonanlage zur Behandlung von 300 bis 650 m³/h biologisch vorgereinigtem Abwasser betrieben. Eine Nachbehandlung erfolgt hier in vorhandenen Schönungsteichen. Seit Januar 2010 ist am Kreiskrankenhaus Waldbröl ein Membranbioreaktor mit nachgeschalteter Ozonanlage in Betrieb, die die Spurenstoffbelastung der Krankenhausabwässer vor der Zuleitung zur Kläranlage Brenzingen verringern sollen. Hier können maximal 32 m³/h behandelt werden. Darüber hinaus wurde im Oktober 2010 auf der Kläranlage Schwerte eine Ozonanlage zu Behandlung von maximal 886 m³/h in insgesamt 192 m³ Reaktorvolumen in Betrieb genommen, die in Kombination mit einer PAK-Behandlung betrieben werden kann. Wahlweise kann das mit Ozon behandelte Abwasser zur Nachbehandlung zuerst in die PAK-Stufe geleitet oder direkt in die biologische Stufe rezirkuliert werden [7]. Im Juli 2011 wurde eine weitere Kläranlage für Krankenhausabwässer in NRW fertig gestellt. Die fast 200 m³/d des Marienhospitals in Gelsenkirchen werden seit dem durch eine Membranfiltration vorgereinigt, mittels Ozon die Spurenstoffen entfernt und in einer Aktivkohlefiltration nachbehandelt [12]. Seit Oktober 2011 wird auf der Kläranlage Duisburg-Vierlinden eine zweistraßige Ozonanlage zur Behandlung des Trockenwetterzuflusses von 400 m³/h betrieben. Die beiden Straßen sind mit unterschiedlichen Systemen zum Ozoneintrag in den Reaktor ausgerüstet. Zur Nachbehandlung des ozonierten Abwassers wird ein Wirbelbettreaktor betrieben [7].

Ende 2012 wurde in St. Pourcain-sur-Sioule, Frankreich, eine Anlage zur Spurenstoffelimination in Betrieb genommen. In Frankreich existiert derzeit keine gesetzliche Grundlage zur Spurenstoffelimination. Da jedoch der Neubau der gesamten Kläranlage St. Pourcain-sur-Sioule erforderlich wurde, entschied sich der Betreiber zukunftsorientiert für die Ausrüstung der neuen Kläranlage mit einer Ozonanlage zur Spurenstoffelimination. [5]

Neben den bereits umgesetzten großtechnischen Anlagen in NRW werden auf der Zentralkläranlage Detmold und auf der Kläranlage Köln-Rodenkirchen derzeit weitere Anlagen zur Ozonung von biologisch vorgereinigtem Abwasser vorbereitet. Auch darüber hinaus liegen Studien für eine Reihe von Kläranlagen vor, in denen verschiedene Verfahrensvarianten zur Spurenstoffelimination miteinander verglichen wurden. Für die Zentralkläranlage Espelkamp und die Kläranlage Warburg wurde z.B. als Vorzugsvariante eine Ozonung herausgearbeitet. Auf den Kläranlagen Harsewinkel und Löhne sind aus technischer und wirtschaftlicher Sicht sowohl eine Ozonanlage wie auch eine GAK-Filterstufe denkbar. [7]

2.1.4 Sonstige Verfahrensvarianten

Neben dem Einsatz von Aktivkohle und Ozon werden derzeit auch eine Reihe anderer Verfahrenstechniken auf ihre Eignung zur Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen im Labor- und halbtechnischen Maßstab getestet. Dazu gehören der Einsatz von dichten Membranen oder sogenannten *Advanced Oxidation Processes* (AOP). Darüber hinaus wird an weiteren physikalischen und oxidativen Verfahren zur Spurenstoffelimination geforscht.

Dichte Membranen

Zu den dichten Membranverfahren zählen die Nanofiltration und die Umkehrosmose. Bei beiden Verfahren wird das zu reinigende Abwasser unter hohem Druck (> 2 bar) durch die jeweilige Membran gepresst, wobei gelöste und ungelöste Stoffe zurückgehalten werden. Die Abscheidung erfolgt bei der Nanofiltration durch Größenausschluss und bei der Umkehrosmose durch Ladungseffekte. Daher wird letzteres Verfahren vorwiegend in der Meerwasserentsalzung und der Produktion von Reinstwasser eingesetzt, während beide Verfahren zur Behandlung von industriellen Prozessströmen und in der Trinkwasseraufbereitung verwendet werden. Eine sehr gute Vorreinigung des zu behandelnden Abwassers ist beim Einsatz von dichten Membranen unabdingbar, um die Membranen vor Belagbildung und Verstopfung zu schützen. [2]

Dichte Membranen können sowohl ein breites Spektrum von Spurenstoffen sowie Keime fast vollständig zurückhalten. Allerdings fallen bis zu 25 % des behandelten Volumenstroms als Konzentrat bzw. Retentat an, für dessen Weiterbehandlung oder Entsorgung es derzeit noch keine wirtschaftlichen Lösungen gibt. Außerdem sind der Energiebedarf und damit die Kosten verglichen mit einer Aktivkohle- oder

Ozonbehandlung deutlich erhöht. Daher kommen diese Verfahren derzeit für den Einsatz auf kommunalen Kläranlagen nicht oder nur in Einzelfällen in Frage. [2]

Advanced Oxidation Processes (AOP)

Unter AOP versteht man Verfahren, bei denen durch OH-Radikale organische Inhaltsstoffe oxidiert werden. OH-Radikale sind hoch reaktiv und reagieren daher mit fast allen Abwasserinhaltsstoffen. Doch wie beim Einsatz von Ozon werden die Spurenstoffe nicht aus dem Abwasser entfernt, sondern in oft unbekannte Reaktionsprodukte umgewandelt. Da OH-Radikale nicht gelagert werden können, müssen sie direkt im zu behandelnden Abwasser erzeugt werden. Dies kann zum Beispiel durch die UV-Bestrahlung von mit Wasserstoffperoxid (H_2O_2) oder Titandioxid (TiO_2) versetztem Abwasser erfolgen. H_2O_2 kann auch durch Zugabe von Ozon oder Eisen-II zur OH-Radikalbildung animiert werden. Durch die unspezifische Reaktion der OH-Radikale mit allen Abwasserinhaltsstoffen ist für eine effiziente Spurenstoffelimination eine sehr gute Vorreinigung des Abwassers erforderlich. [2]

Trotz der unspezifischen Reaktion der OH-Radikale mit allen Abwasserinhaltsstoffen können in gut vorgereinigtem Abwasser viele Spurenstoffe weitgehend eliminiert werden. Jedoch liegen bisher nur wenige Untersuchungen zur (Öko)Toxizität des behandelten Abwassers vor. Außerdem sind der Energiebedarf und damit auch die Kosten für AOP deutlich höher als z.B. bei einer Ozonung. Daher kommen AOP für kommunales Abwasser kaum in Frage. Für industrielles Abwasser kann allenfalls eine Kombination von Ozon und H_2O_2 durch die verstärkte OH-Radikalbildung in Frage kommen, um besonders persistente Abwasserinhaltsstoffe zu eliminieren. [2]

Weitere Verfahren

Zur Spurenstoffelimination wurden auch nachgeschaltete biologische Verfahren sowie die Fällung/Flockung untersucht. Beide Verfahren werden jedoch bereits auf den meisten kommunalen ARA eingesetzt und bewirken erfahrungsgemäß keine ausreichende Spurenstoffelimination. Dagegen entfernen diverse untersuchte Adsorptionsmittel ebenso wie die UV-Bestrahlung einige Spurenstoffe sehr gut aus dem Abwasser. Hier fehlt jedoch die erforderliche Breitbandwirkung für einen effektiven Einsatz auf kommunalen Kläranlagen. Die Nanotechnologie und die Behandlung mit Ultraschall sind derzeit im Interesse der Forschung, jedoch fehlen hier auch Erfahrungen, die eine Aussage über das Potential dieser Verfahren

ermöglichen. Zuletzt besteht neben Ozon und OH-Radikalen auch die Möglichkeit der Oxidation mit Chlor bzw. Chlordioxid oder Ferrat. Chlor hat sich jedoch als ungeeignet für den Einsatz auf kommunalen ARA herausgestellt, da es keine Breitbandwirkung hat und durch die große erforderliche Menge eine relativ große Menge an problematischen Nebenprodukten erzeugt. Ferrat wurde dagegen erst vor kurzem für die Behandlung von Abwasser entdeckt. Das sechswertige Eisen reagiert ähnlich wie Ozon, aber weniger stark, mit bestimmten funktionellen Gruppen und wirkt desinfizierend, ebenfalls wie Ozon. Bei der Reaktion zerfällt Ferrat in dreiwertiges Eisen, dass auf vielen kommunalen Kläranlagen als Mittel für die chemische Phosphorfällung ins Abwasser dosiert wird. Dieses Verfahren ist sehr vielversprechend, jedoch wurde es erst im Labormaßstab getestet, sodass Aussagen über Effektivität oder Wirtschaftlichkeit noch nicht getroffen werden können. [2]

Im Folgenden werden aus Gründen der Wirtschaftlichkeit nur die verfahrenstechnischen Varianten mit PAK, GAK und Ozon näher betrachtet. Alle weiteren Verfahrensvarianten (z.B. dichte Membranen, AOP, etc.) sowie Verfahrenskombinationen von Ozon und Aktivkohle, so vielversprechend sie auch hinsichtlich ihrer Eliminationsleistungen sein mögen, binden entweder deutlich mehr Kapital oder bedürfen weiterer Forschungen, bevor sie großtechnisch für den Dauerbetrieb in Betracht kommen.

2.2 Wesentliche Stoffeigenschaften

Die Vielfalt der organischen Verbindungen im Kläranlagenablauf und im Gewässer erfordert eine Auswahl von zu betrachtenden Stoffen. Diese muss vor dem Hintergrund der zu erwartenden Spurenstoffe aus dem speziellen Einzugsgebiet erfolgen. Im Falle des Klärwerks Bielefeld Brake wurden die in Tabelle 5 aufgeführten Spurenstoffe in Anlehnung an in NRW etablierte Messreihen betrachtet.

Die Eliminationsleistungen mit den einzelnen Verfahren sind substanzspezifisch. Die Eigenschaften der Substanzen lassen Rückschlüsse auf das Verhalten des spezifischen Stoffes in den verschiedenen Verfahrensstufen zu. Für den biologischen Abbau ist vorrangig die biologische Verfügbarkeit von Bedeutung, d.h. die Verwendung des Stoffes als Substrat. Sie bestimmt maßgeblich die Eliminationsleistung kommunaler Kläranlagen, die beispielsweise für Ibuprofen und Koffein in nitrifizierenden Systemen sehr gut ist, während z.B. Carbamazepin in herkömmli-

chen mechanisch-biologischen Kläranlagen kaum eliminiert wird. Ein weiterer Weg, über den einige Spurenstoffe in kommunalen Kläranlagen eliminiert werden, ist durch Sorption an belebten Schlamm. Für die Eliminationsleistung von Aktivkohle ist vor allem die Adsorptionsneigung der einzelnen Spurenstoffe maßgebend. Die Sorptionseigenschaften führen dazu, dass beispielsweise Carbamazepin und Benzotriazol sehr gut in Aktivkohleanlagen entfernt werden können, während EDTA nicht adsorbiert und somit in der Konzentration kaum verringert wird. Für die Ozonung ist vor allem die Struktur der einzelnen Stoffe von Bedeutung, da Ozon bevorzugt Kohlenstoffdoppelbindungen, phenolische Verbindungen und Aminogruppen angreift [2]. Daher wird Carbamazepin auch von Ozon gut eliminiert, während Benzotriazol nur mäßig gut und Diuron kaum eliminiert wird. [13]

Die Eliminationsleistungen unterschiedlicher Verfahren für bestimmte Stoffe sind ausschlaggebend dafür, welche Spurenstoffe über den Kläranlagenablauf in die aquatische Umwelt gelangen. Bei der Auswahl eines weitergehenden Reinigungsverfahrens sollte daher eine gute, an den Einzelfall angepasste Elimination für eine möglichst große Anzahl an Spurenstoffen angestrebt werden.

Tabelle 5 fasst die im Ablauf des Klärwerks Brake untersuchten Spurenstoffe zusammen und stellt die entsprechenden Eliminationsleistungen der einzelnen Verfahren dar.

Tabelle 5: Auswahl an untersuchten Spurenstoffen im Ablauf des Klärwerks Brake und ihr Eliminationspotential in verschiedenen Verfahrensstufen [13][14][15]

			Eilmination in biol. Stufe in KA	Adsorbierbarkeit an Aktivkohle	Eliminierbarkeit durch Ozon
	Stoffname	**CAS-Nr.**	* Luo et al. 2014	** Türk et al. 2013 und Luo et al. 2014	
Pharmaka	Bezafibrat	41859-67-0	mittel		mittel
	Diclofenac	15307-86-5	schlecht *	gut	gut
	Naproxen	22204-53-1			
	Phenazon	60-80-0			
	Carbamazepin	298-46-4	schlecht	gut	gut
	Atenolol	29122-68-7			mittel
	Bisoprolol	66722-44-9			
	Metoprolol	37350-58-6	schlecht *	mittel **	mittel
	Sotalol	3930-20-9			mittel
	Clarithromycin	81103-11-9			gut
	Sulfamethoxazol	723-46-6	mittel	schlecht	gut
	Oxazepam	604-75-1			
	Ritalinsäure	19395-41-6			
Diagnostika	Amidotrizoesäure	117-96-4		schlecht	schlecht
	Gadolinium	7440-54-2		schlecht	schlecht
	Iomeprol	78649-41-9		schlecht	schlecht
	Iopamidol	60166-93-0		schlecht	schlecht
	Iopromid	73334-07-3		schlecht	schlecht
Pestizide	Diuron	330-54-1			schlecht
	Isoproturon	34123-59-6		mittel **	mittel
	Terbutryn	886-50-0		gut **	
Ind. Chem.	Benzotriazol	95-14-7	mittel	gut	gut
EDCs	17-α-Ethinylestradiol	57-63-6	gut *	gut **	gut
	17-β-Estradiol	50-28-2	gut *	gut **	gut
	Estron	53-16-7	gut *		gut
	Bromid				

Eliminationsleistungen, soweit nicht anders angegeben, aus RiSKWa-Leitfaden "Indikatorsubstanzen" (2013

Der Anteil der gut eliminierbaren Spurenstoffe in Tabelle 5 liegt für Aktivkohle bei rd. 43 % und für Ozon bei rd. 42 %. Einige Spurenstoffe werden von beiden Ver-

fahren etwa in gleichem Maße eliminiert, während beispielsweise das Antibiotikum Sulfamethoxazol von Aktivkohle schlecht, aber von Ozon gut eliminiert wird. Röntgenkontrastmittel wie Amidotrizoesäure oder Iopamidol werden beispielsweise durch keines der beschriebenen Verfahren gut eliminiert, da sie für ihren Anwendungsbereich als weitgehend inert konzipiert wurden. Gleichzeitig werden sie von den Patienten in hohen Dosen (mg/l) eingenommen, ohne dass für sie dadurch eine Gesundheitsgefährdung bekannt ist. Diese Eigenschaften machen die Gruppe der Röntgenkontrastmittel zwar schwer aus dem Abwasser zu eliminieren, doch sie lassen auch vermuten, dass ihr negativer Einfluss auf die aquatische Umwelt begrenzt ist. [13][15]

Für die Auswahl des geeignetsten Verfahrens zur Erweiterung einer kommunalen ARA zur Spurenstoffelimination ist daher eine Einzelfallentscheidung erforderlich. In Abhängigkeit von der Belastungssituation im Ablauf der Kläranlage muss das Verfahren so ausgewählt werden, dass für die betrachtete Anlage die relevanten Spurenstoffe in ausreichendem Maße eliminiert werden.

2.3 Alleinstellungsmerkmale für das Klärwerk Brake

Bei der Entscheidung für oder gegen eine weitergehende Reinigungsstufe bzw. für das anzuwendende Verfahren spielen die Gegebenheiten vor Ort eine besondere Rolle. Für das Klärwerk Brake ist herauszustellen:

- Auf dem Klärwerk wird eine Flockungsfiltration betrieben, die zur Sanierung ansteht. Sowohl die Flockungsfiltration als auch die zukünftig anstehenden Sanierungsarbeiten sollten bei der Beurteilung verschiedener Verfahrensvarianten insgesamt berücksichtigt werden, da mögliche Synergien zur Einsparung von Kosten führen können.

- Als Brauchwasser für das Klärwerk wird das Filtrat aus dem Ablauf der Flockungsfiltration verwendet. Eine Brauchwasserdesinfektion ist nicht vorhanden, wird jedoch seitens des Betriebspersonals angeregt. Die desinfizierende Wirkung einer Ozonanlage sollte vor diesem Hintergrund mit beachtet werden.

- Auf dem Klärwerk existieren ein ungenutztes Bio-P-Becken und ein altes, nicht genutztes RÜB. Beide Becken eignen sich potenziell als Reaktionsbecken für eine weitergehende Spurenstoffelimination. Die Nutzung von vorhandener

Bausubstanz könnte die Investitionskosten für eine Anlage zur Spurenstoffelimination deutlich reduzieren.

- Auf dem Klärwerk sind vor allem in den Randbereichen des Klärwerksgeländes Freiflächen vorhanden, die zum einen genug Raum für eine weitergehende Spurenstoffelimination bieten. Darüber hinaus ermöglicht die große Zahl der freien Flächen eine optimale Positionierung aller für die Verfahrensvarianten erforderlichen Anlagenteile mit kurzen Wegen für benötigte Rohrleitungen. Abbildung 4 stellt einen Lageplan des Klärwerks Brake dar. Darin sind die freien Flächen und die für eine vierte Reinigungsstufe potenziell interessanten Bauwerke markiert.

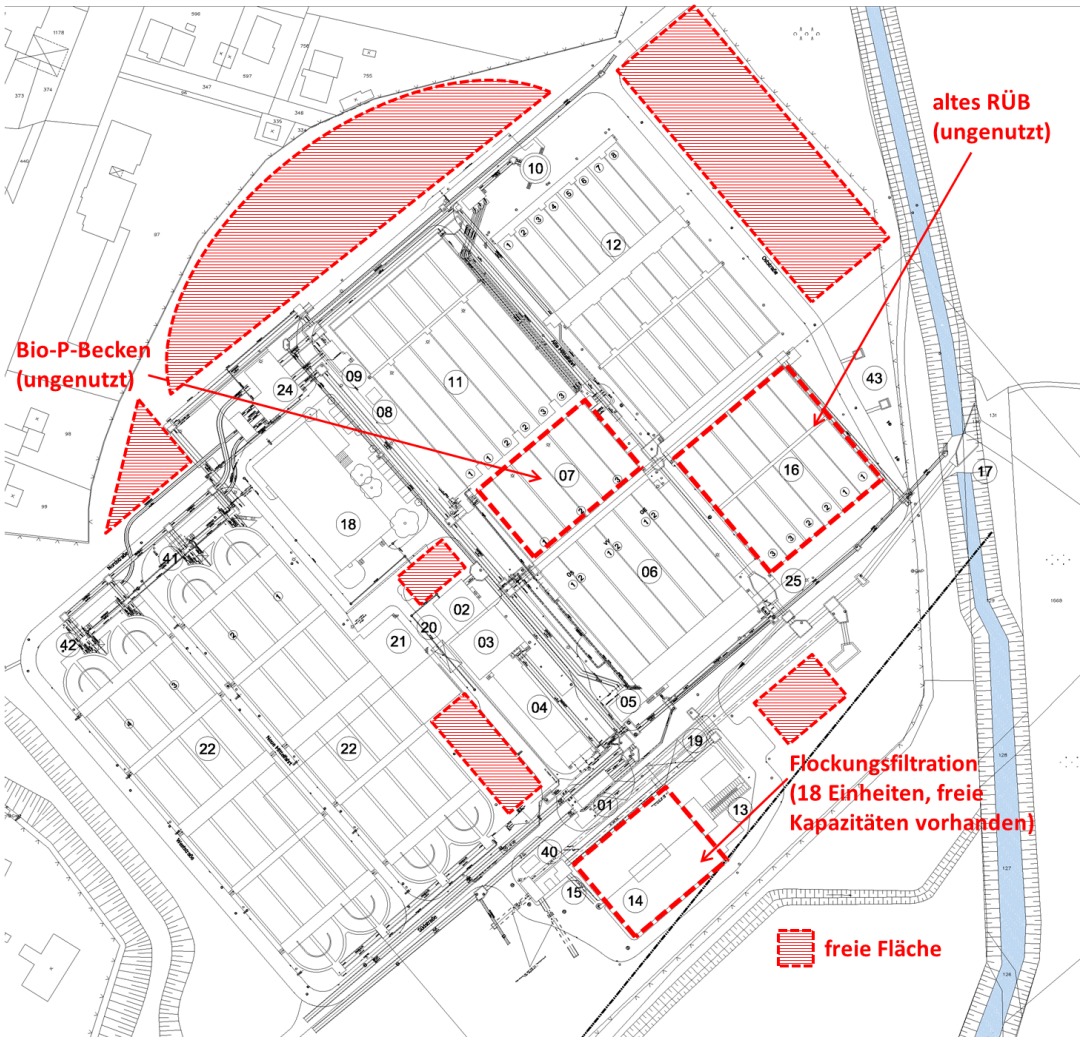

Abbildung 4: Lageplan Klärwerk Bielefeld-Brake. Freie Flächen und relevante Bauwerke mit Blick auf eine Spurenstoffelimination sind gekennzeichnet.

- Derzeit wird der anfallende Schlamm vom Klärwerk Brake zum Klärwerk Heepen gepumpt und dort weiter behandelt. Der ausgefaulte Schlamm wird entwässert und zu rd. 50 % thermisch entsorgt. Durch eine Pulveraktivkohlestufe auf dem Klärwerk Brake würde sich der Schlammanfall erhöhen, was die Entsorgungskosten erhöht. Darüber hinaus wäre eine stoffliche Nutzung durch die spurenstoffbeladene Aktivkohle im Schlamm nicht mehr zulässig.

3. Grundlagenermittlung

3.1 Kurzbeschreibung des Klärwerks Brake

Das Klärwerk Brake ist als Anlage zur biologischen Stickstoffelimination für insgesamt 262.000 Einwohnerwerte ausgelegt. Der Höchstwasserabfluss zum Vorfluter ist auf 5.200 m³/h entsprechend 1.444 l/s begrenzt.

Das Abwasser fließt dem Klärwerk Brake aus drei Sammlern zu. Vor dem Haupthebewerk wird das Abwasser aus Sammler 1 durch ein Hebewerk auf das Niveau von Sammler 2 und 3 angehoben. Das Haupthebewerk führt das Abwasser über zwei kleine und zwei große Schneckenpumpen der mechanischen Reinigungsstufe zu. Diese besteht aus einem zweistraßigen Hakenumlaufrechen mit 8 mm Stababstand, zwei Sandfängen jeweils ohne Fettfang und zwei Vorklärbecken (Volumen jeweils ca. 730 m³).

Nach der Vorklärung wird ein nicht genutztes Bio-P-Becken umfahren und das Abwasser durch ein Zwischenpumpwerk auf das Niveau der Belebungsbecken angehoben. Der Rücklaufschlamm (RS) aus der Nachklärung wird im Zwischenhebewerk dem Abwasserstrom zugegeben. Die vier Belebungsbecken haben jeweils ein Volumen von 13.000 m³ und werden zweistraßig betrieben mit jeweils zwei in Reihe geschalteten Umlaufbecken. Die Druckbelüftung erfolgt intermittierend.

Aus den Belebungsbecken fließt das Abwasser-Belebtschlamm-Gemisch im freien Gefälle der Nachklärung zu. Diese besteht aus drei alten und acht neueren, längsdurchströmten Rechteckbecken mit Trogkettenräumern und einer Gesamtoberfläche von rd. 5.130 m². Ein Verteilerbauwerk leitet etwa ¼ des ankommenden Volumenstroms zu den alten und die übrigen rd. ¾ zu den neueren Nachklärbecken.

Von der Nachklärung gelangt das Abwasser zu der zur Sanierung anstehenden Flockungsfiltration. Im Zulauf zur Filtration wird das Abwasser erneut von 1+1 Schneckenpumpen angehoben, bevor es sich hydraulisch auf die insgesamt 18 abwärts durchströmten Filterkammern aufteilt. Auf Grund von erhöhtem Algenabtrieb aus der Nachklärung und des daraus resultierenden Zusetzens der Filterbetten ist eine Feinsiebanlage im Zulauf zur Flockungsfiltration geplant.

Nach der Flockungsfiltration fließt das gereinigte Abwasser in den Vorfluter, die Aa, ab.

Der abgesetzte Schlamm aus den Nachklärbecken wird als Rücklaufschlamm zum Zwischenpumpwerk geleitet. Aus diesem Schlammstrom wird ein kontinuierlicher Volumenstrom von 45 m³/h als Überschussschlamm (ÜS) abgezogen. Der ÜS wird ebenso wie der Primärschlamm (PS) aus der Vorklärung zum Klärwerk Heepen für die weitere Schlammbehandlung gefördert. Ein ehemaliges Vorklärbecken kann dabei als ÜS-Stapelbecken genutzt werden. Das anteilig durch den Klärschlamm aus Brake anfallende Trübwasser wird von Heepen nach Brake zurückgeleitet und in Brake in einem weiteren ehemaligen Vorklärbecken zwischengespeichert. Von dort wird es kontrolliert in den Zulauf zur Vorklärung zugegeben.

Nachfolgend ist das Prinzipfließschema des Klärwerks Bielefeld-Brake graphisch dargestellt (Abbildung 5).

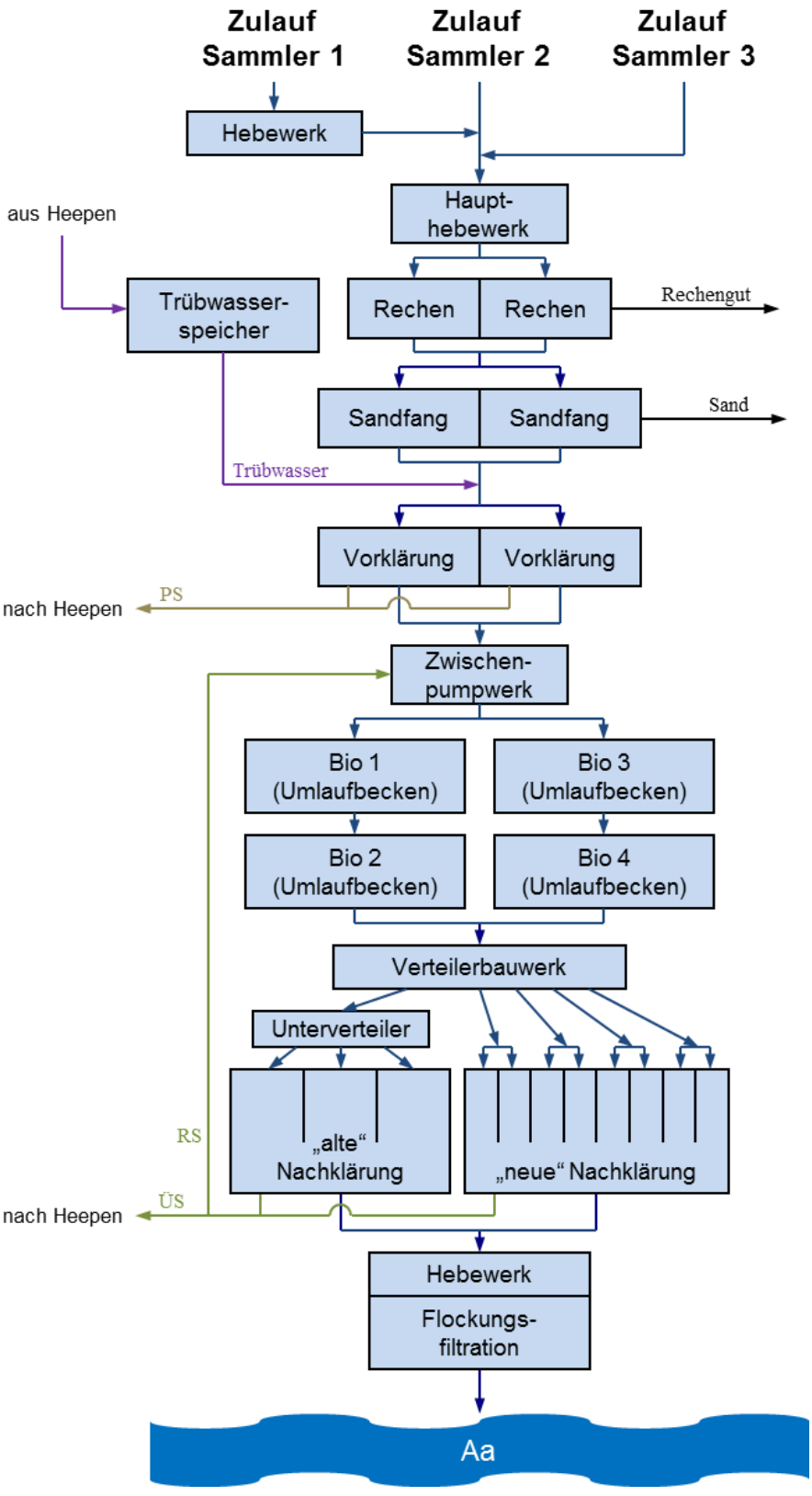

Abbildung 5: Prinzipfließbild des Klärwerks Bielefeld-Brake

3.2 Klärwerksbelastung

Zur Ermittlung der Zulaufbelastung und des Trockenwetterzuflusses des Klärwerks Brake wurden die Betriebsdaten aus den Jahren 2011-2014 herangezogen. Die Proben für die Analysen im Betriebslabor werden volumenproportional (100 ml Probe alle 450 m³ Durchfluss) hinter dem Rechen und im Ablauf des Klärwerks genommen. Zusätzlich werden Proben vom Ablauf der Vorklärung entnommen und analysiert. Der Zuflussvolumenstrom wird kontinuierlich im Ablauf der Vorklärung erfasst. Über die Methode des gleitenden 21-d-Minimums wird aus den täglichen Mischwasserzuflüssen der Trockenwetterzufluss ermittelt [16].

Zur Ermittlung der Belastungen im Zulauf zum Klärwerk und im Ablauf der Vorklärung wurden die in Tabelle 6 dargestellten spezifischen Kennwerte verwendet.

Tabelle 6: Spezifische Kennwerte zur Belastungsermittlung [g/(EW*d)]

	CSB	BSB_5	P_{ges}	NH_4-N	N_{ges}
Zulauf	120	60	1,8	7	11
Ablauf VK	80	40	1,6	5	10

Im Mittel über alle Zulaufparameter wird das Klärwerk Brake mit rd. 167.000 EW belastet. Dieser Wert stimmt mit in 2011 bis 2013 für das Klärwerk Brake erhobenen statistischen Zahlen der Stadtentwässerung überein. Die BSB_5-Belastung ist im Vergleich zur CSB-Belastung verringert, was in einem erhöhten Anteil inerten Kohlenstoffes aus Industrieabwasser begründet liegt. Inerter CSB steht einem biologischen Abbau nicht zur Verfügung und ist somit im BSB_5 nicht enthalten. Weiter ist die Ammoniumbelastung im Ablauf der Vorklärung deutlich erhöht. Dies liegt daran, dass in den Zulauf zur Vorklärung das stark stickstoffhaltige Schlammwasser, das anteilig aus dem Klärwerk Heepen zurück zum Klärwerk Brake geführt wird, zugegeben wird. Die Ammoniumbelastung der biologischen Stufe reicht dadurch bis an die ursprüngliche Ausbaugröße von rd. 262.000 EW heran, während in Bezug auf die übrigen Parameter die Anlage nur zu rd. 64 % ausgelastet ist.

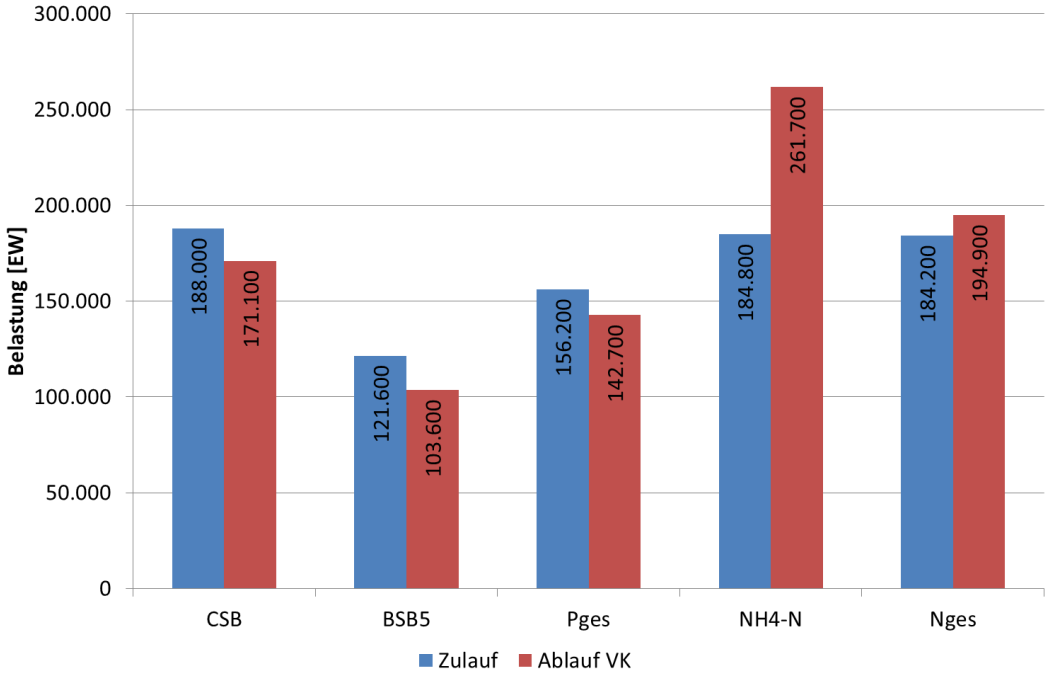

Abbildung 6: Mittlere Belastungen Zulauf und Ablauf Vorklärung Klärwerk Brake (2011-2014)

Die Schlammbilanz, die als Plausibilitätskontrolle der Zulaufbelastung ermittelt wird, kann auf Grundlage der Betriebsdaten des Klärwerks Brake nur für den Überschussschlamm (ÜS) erfolgen, da für den Primärschlamm (PS) und Rohschlamm (RoS) keine Daten über die jeweiligen Trockensubstanzgehalte vorliegen. Die ÜS-Belastung liegt mit rd. 187.500 EW etwa auf demselben Niveau wie die CSB-, NH_4-N- und N_{ges}-Belastung im Zulauf des Klärwerks und etwas höher als die P_{ges}-Belastung.

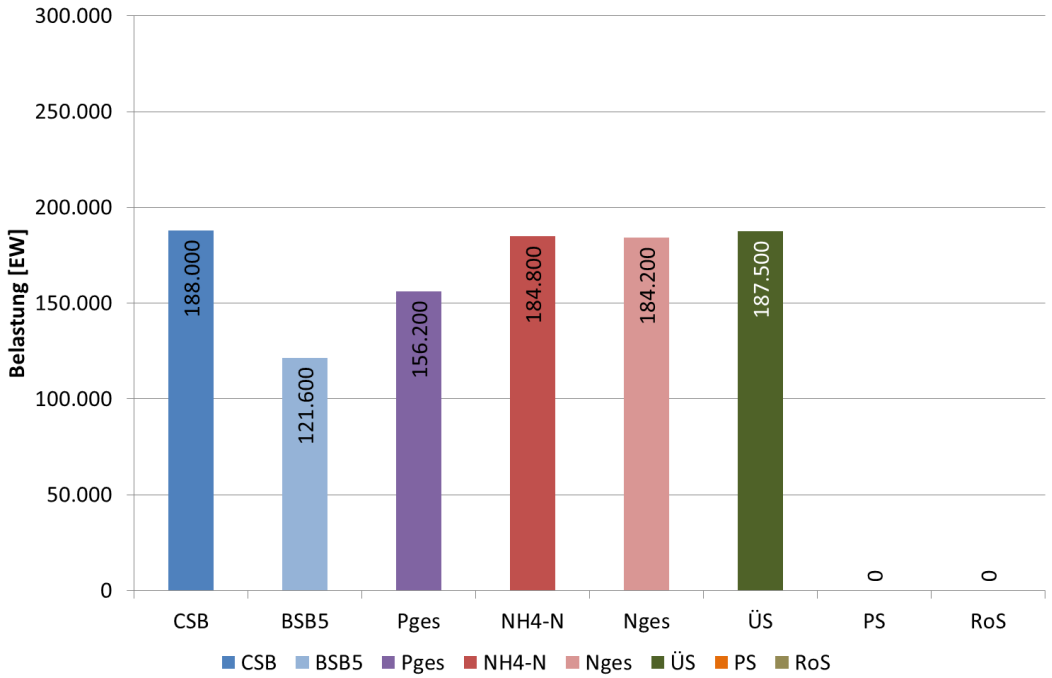

Abbildung 7: Mittlere Zulauf- und Schlammbelastung Klärwerk Brake (2011-2014)

Auf Grundlage der Betriebsdaten 2011-2014 konnten die Belastungen des Klärwerks Brake im Zulauf, im Ablauf der Vorklärung und für den Überschussschlamm ermittelt werden. Die ermittelten Belastungen sind in sich schlüssig, sodass auf dieser Grundlage die Bemessungsbelastung für das Klärwerk Brake ermittelt werden kann.

Das MURL-Handbuch legt als Bezugsgröße die mittlere jährliche BSB_5-Belastung im Zulauf zur Kläranlage fest [17]. Das Arbeitsblatt DWA-A 131 gibt als Bemessungsbelastung die an 85 % der Trockenwettertage im Zulauf zur Kläranlage unterschrittene BSB_5-Belastung vor [18]. Als Bezugsgröße für den spezifischen Energieverbrauch und die Faulgaserzeugung sieht DWA-A 216 die mittlere tägliche CSB-Belastung im Zulauf zur Kläranlage vor [19]. Die mittlere BSB_5-Belastung des Klärwerks Brake beträgt rd. 121.600 EW und die an 85 % der Trockenwettertage unterschrittene BSB_5-Belastung beträgt rd. 142.100 EW. Die mittlere CSB-Zulaufbelastung beträgt rd. 188.000 EW. Während die BSB_5-Belastung deutlich unter den anderen im Zulauf und Ablauf der Vorklärung ermittelten Belastungen liegt, passt die mittlere CSB-Belastung gut zur ermittelten Belastungssituation des Klärwerks Brake und wird daher nachfolgend als relevante Belastung für die Ermittlung der spezifischen Kosten verwendet.

Dem Klärwerk Brake fließen täglich im Mittel rd. 41.200 m³ Abwasser zu. An 85 % der Tage fließen nicht mehr als rd. 56.000 m³/d der Anlage zu. Insgesamt wurde im betrachteten Zeitraum von vier Jahren die genehmigte Abgabemenge von 5.200 m³/h entsprechend 124.800 m³/d nur einmal im Sommer 2014 erreicht. Der mittlere Trockenwetterzufluss zum Klärwerk Brake beträgt rd. 32.400 m³/d.

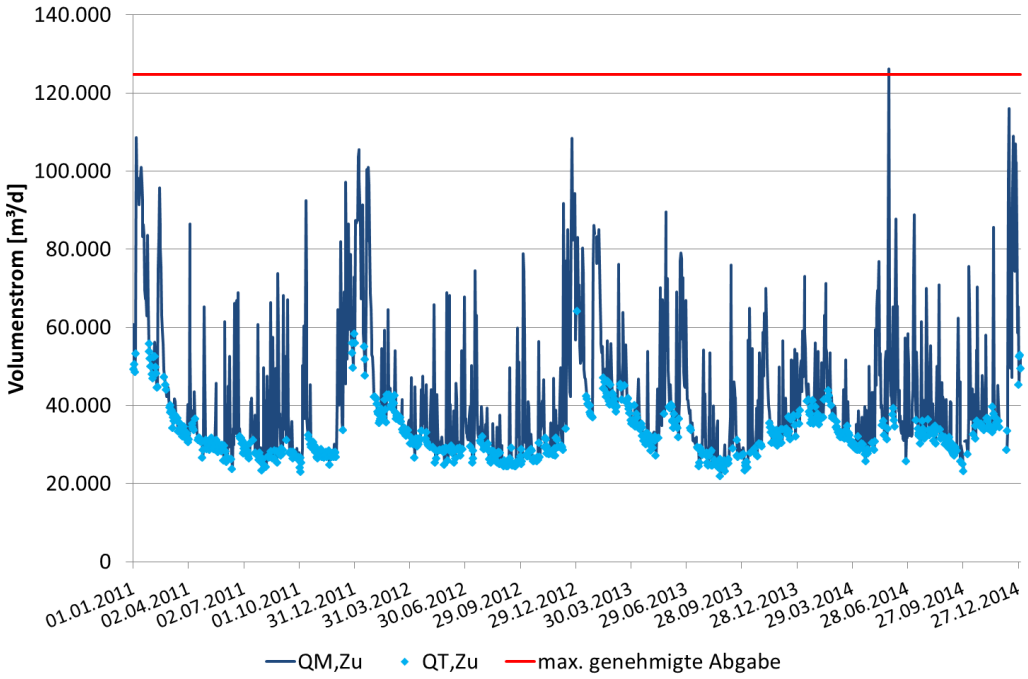

Abbildung 8: Misch- und Trockenwetterzufluss Klärwerk Brake (2011-2014)

Für die Bewertung der Umsetzbarkeit einer weitergehenden Spurenstoffelimination ist die Abwasserbeschaffenheit im Zulauf zur sogenannten 4. Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination relevant, also je nach verfahrenstechnischer Variante der Ablauf der Nachklärung bzw. der Ablauf der Flockungsfiltration. Von besonderer Bedeutung sind dabei die CSB- bzw. DOC- und die NO_2-N-Konzentrationen. Für den DOC liegen keine Messwerte vor, sodass für die Auslegung der verschiedenen Verfahrensvarianten die DOC-Belastung abgeschätzt wird.

Abbildung 9 illustriert, dass sowohl die CSB- wie auch die Nitritkonzentrationen im Ablauf der Flockungsfiltration seit Mitte 2012 gesunken sind. Die maximale CSB-Konzentration in 2014 lag bei 30 mg/l und die Nitritkonzentration an 85 % der beprobten Tage unter 0,05 mg/l.

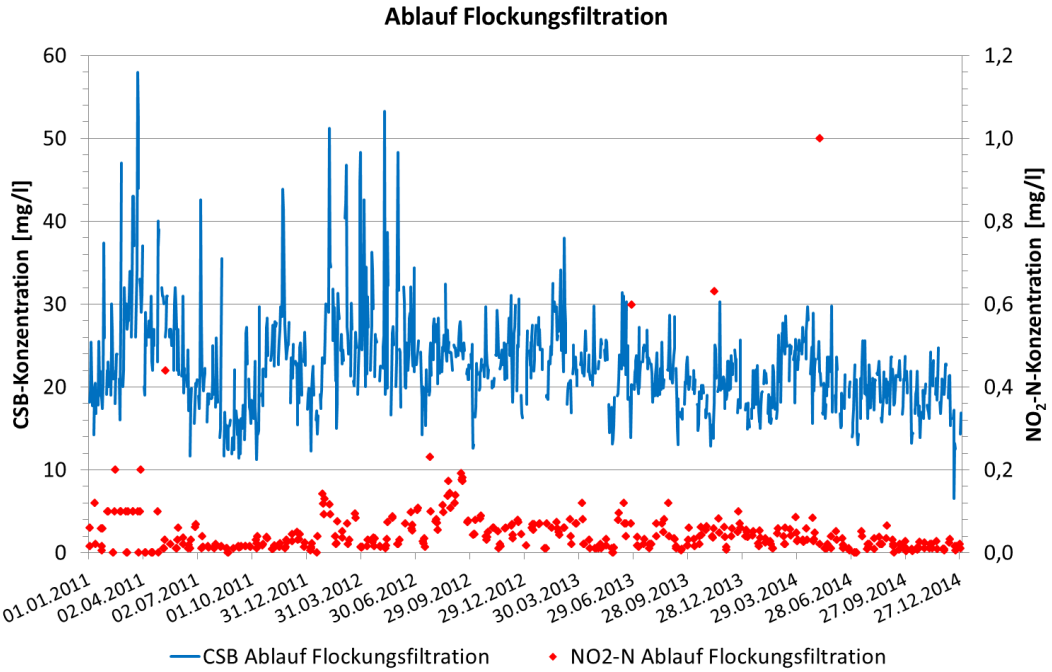

Abbildung 9: CSB- und NO_2-N-Konzentrationen im Ablauf der Flockungsfiltration

Nitrit wird in der Flockungsfiltration nicht relevant eliminiert, sodass im Ablauf der Nachklärung ähnliche Werte wie im Ablauf der Flockungsfiltration zu erwarten sind. Da die CSB-Konzentration im Ablauf der Nachklärung anhand der vorliegenden Daten nicht abschließend belastbar abgeschätzt werden kann, wurde die nachfolgende Auslegung der Verfahrensvarianten zur Spurenstoffelimination unter der Annahme von ausreichend dimensionierten und gut funktionierenden Nachklärbecken durchgeführt. Für diesen Fall ist die organische Hintergrundbelastung erfahrungsgemäß ausreichend gering, um eine nachgeschaltete vierte Reinigungsstufe effizient betreiben zu können. Sollte die vorhandene Nachklärung dieser Annahmen nicht gerecht werden, muss entsprechend den AFS-Ablaufwerten mit erhöhten Betriebskosten für alle Verfahrensvarianten gerechnet werden.

3.3 Spurenstoffbelastung

Die Spurenstoffbelastung im Ablauf des Klärwerks wurde zunächst über eine volumenproportionale 72-h-Mischprobe von Anfang Juli 2014 ermittelt. Durch die OWL Umweltanalytik GmbH wurden insgesamt 26 Spurenstoffe sowie die zugehörige Durchflussmenge während der Probenahme messtechnisch erfasst. Die analysierten Spurenstoffe entstammen den Bereichen der Pharmaka, Diagnostika,

Pestiziden, Industriechemikalien und Endokrin wirksamen Chemikalien (EDCs). Darüber hinaus wurde Bromid mit Hinblick auf eine mögliche Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe durch Ozon auf dem Klärwerk Brake untersucht, da Bromid durch Ozon zu kanzerogenem Bromat oxidiert werden kann [3]. Weiter wurden zur Ermittlung der Gewässerbelastung Abflussdaten des Pegels Brake von 2005 bis 2015 sowie Spurenstoffbelastungen von drei umliegenden Übersichtsmessstellen (GÜS-Messstellen Nr. 740408, 738219 und 738918) von 2011 und 2012 vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) abgefragt und zur Verfügung gestellt.

Bei der Ermittlung der Gewässerbelastung durch eine Abwasserreinigungsanlage ist der Abwasseranteil im Gewässer ein wichtiger Indikator. In NRW wird ein Abwasseranteil von mehr als einem Drittel des Niedrigwasserabflusses als kritisch erachtet [1]. Der mittlere Niedrigwasserabfluss im Vorfluter des Klärwerks Brake am Pegel unterhalb der Klärwerkseinleitung (Pegel Brake) beträgt rd. 87.000 m³/d. Das Klärwerk Brake leitet im Mittel rd. 41.200 m³/d ein. Das entspricht einem Abwasseranteil von rd. 47 % bedingt durch das Klärwerk Brake. Durch das flussaufwärts gelegene Klärwerk Heepen und das hier betrachtete Klärwerk Brake führt der Vorfluter Aa am Pegel Brake in Summe bei Niedrigwasser rd. 76 % Wasser aus Kläranlagenabläufen.

Betrachtet man die täglichen Abflüsse der Klärwerke Brake und Heepen, sowie den täglichen Abfluss im Vorfluter Aa am Pegel Brake, so ergibt sich für die Jahre 2011 bis 2014 ein mittlerer Abwasseranteil im Gewässer von rd. 41 %. Der Anteil des Klärwerks Brake liegt bei dieser Betrachtung bei rd. 25 %. Sowohl der Abwasseranteil bei Trockenwetter, wie auch der mittlere Abwasseranteil im Gewässer in den letzten vier Jahren liegen in Summe über dem für das Gewässer als kritisch erachteten Wert von 33 % Abwasseranteil. Somit ist aus Sicht der umweltpolitischen Konzeption in Nordrhein-Westfalen das Gewässer Aa am Pegel Brake als kritisch mit Abwasser belastet einzustufen [1].

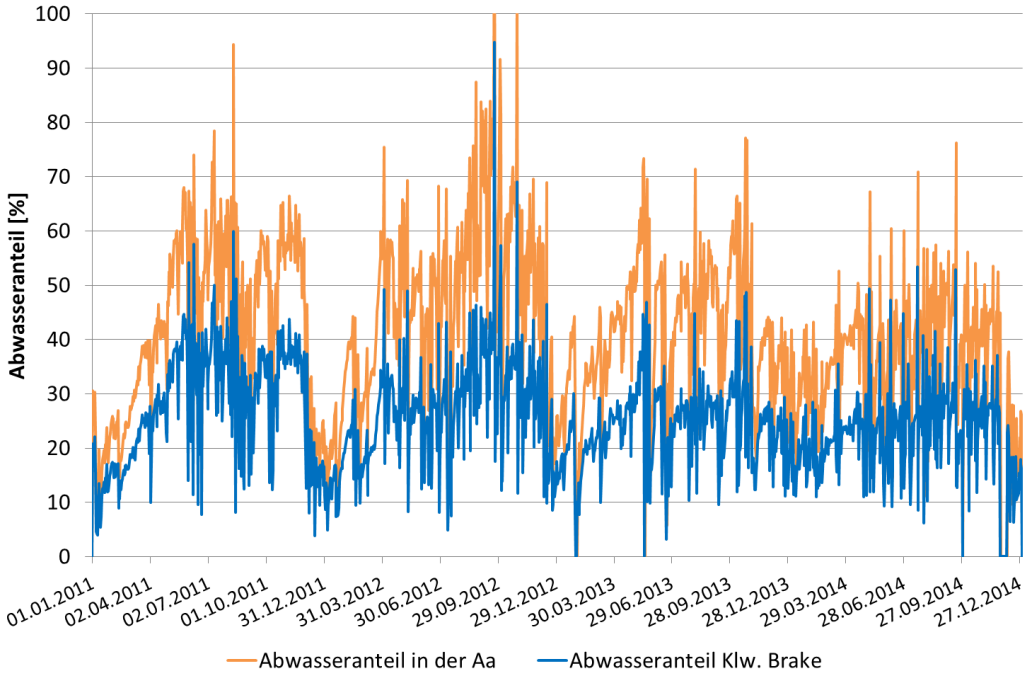

Abbildung 10: Abwasseranteil im Vorfluter Aa am Pegel Brake (2011-2014)

Die Ergebnisse der Spurenstoffanalyse im Ablauf des Klärwerks Brake sind in Abbildung 11 im Vergleich zu den Belastungswerten anderer Kläranlagenabläufe in NRW und der Schweiz dargestellt. Aufgrund der Bandbreite der Spurenstoffe werden in den unterschiedlichen Messprogrammen unterschiedliche Spurenstoffe analysiert. Deshalb liegt nicht für alle der im Klärwerk Brake analysierten Spurenstoffe ein Vergleichswert vor.

Die analysierten Vertreter der Diagnostika (Amidotrizoesäure, Gadolinium, Iomeprol, Iopamidol und Iopromid) und EDCs (17-α-Ethinylestradiol, 17-β-Estradiol und Estron), für die Vergleichswerte vorliegen, liegen alle innerhalb oder unterhalb der in der Literatur angegebenen Schwankungsbreiten. Für diese Stoffgruppen kann also eine vergleichsweise geringe Belastung des Vorfluters durch das Klärwerk Brake angenommen werden. Der Komplexbildner Benzotriazol liegt, ebenso wie einige Pharmaka (Diclofenac, Carbamazepin und Sulfamethoxazol) und das Herbizid Isoproturon, im oberen Bereich der Vergleichswerte, was auf eine im Vergleich mittlere bis hohe Belastung durch diese Stoffe hindeutet. Der Messwert des selektiven Herbizides Terbutryn dagegen liegt, wie die der Pharmaka Bezafibrat und Metoprolol, über den Vergleichswerten der anderen Kläranlagen, was auf eine vergleichsweise erhöhte Belastung des Klärwerksablaufs mit diesen Stoffen hindeutet. Der Angabe des Messwertes für Bromid liegt lediglich als „kleiner Be-

stimmungsgrenze“ vor. Die Bestimmungsgrenze des Analyseverfahrens lag bei 1.000 µg/l, was deutlich über den Vergleichswerten von anderen Kläranlagen liegt. Mit Hinblick auf eine mögliche Ozonbehandlung des Klärwerksablaufs in Brake wäre eine exakte Bestimmung der Bromidkonzentration zu empfehlen, um die Gefahr einer erhöhten Bromatbildung durch die Ozonung konkreter abschätzen zu können.

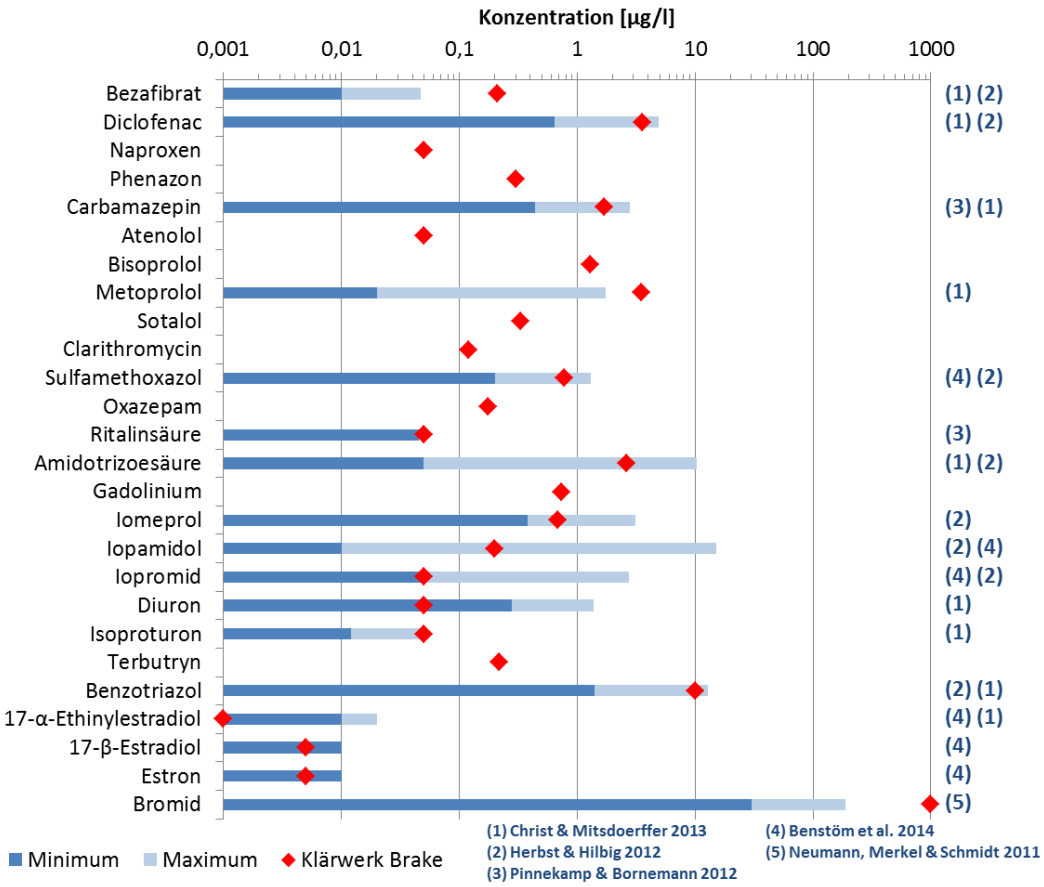

Abbildung 11: Spurenstoffe im Ablauf des Klärwerks Brake im Vergleich zu anderen Anlagen in NRW und der Schweiz [20][21][22][23][24]

Die im Ablauf des Klärwerks Brake gemessenen Spurenstoffkonzentrationen und die aus der Klärwerkseinleitung resultierenden mittleren Spurenstoffkonzentrationen im Gewässer über den Zeitraum der Probenahme sind in Tabelle 7 dargestellt. Weiter sind die vorhandenen Gewässer-Grenzwerte, sogenannte Umweltqualitätsnormen (UQN), aus der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) [25] sowie die allgemeinen Vorsorgewerte, die derzeit in der Fachwelt für Spurenstoffe diskutiert werden [1], dargestellt. Darüber hinaus wurden vom Schweizerischen Zentrum für angewandte Oekotoxikologie (Oekotoxzentrum) Vorschläge für UQN

erarbeitet [26], die ebenfalls mit dargestellt sind. Von den analysierten Mikroverunreinigungen existieren nur für zwei Herbizide (Diuron und Isoproturon) Umweltqualitätsnormen in der OGewV, die jedoch im Ablauf des Klärwerks Brake nicht oberhalb ihrer Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l nachgewiesen werden konnten. Die durch das Klärwerk Brake eingeleitete Fracht führt insgesamt bei neun der 26 analysierten Parametern zu einer Überschreitung des Vorsorgewertes im Gewässer. Fünf der neun Spurenstoffe, deren Vorsorgewerte durch die Klärwerkseinleitung im Gewässer überschritten werden, gehören zu den Pharmaka und drei weitere zu den Diagnostika. Der neunte Spurenstoff mit einer Überschreitung ist Benzotriazol, ein schwer abbaubarer Komplexbildner, der unter anderem in Geschirrspül-Korrosionsschutzmitteln eingesetzt wird. Werden die vom Oekotoxzentrum vorgeschlagenen UQN zugrunde gelegt, so liegen lediglich für Diclofenac, Bisoprolol und drei Diagnostika Überschreitungen vor. Die Bestimmungsgrenze der Bromidkonzentration überschreitet den Trinkwassergrenzwert für das kanzerogene Bromat deutlich. Da die exakte Bromidkonzentration und verifizierende Vergleichsanalysen nicht bekannt ist, wird von einer endgültigen Aussage über die mögliche Bromatbildung im Falle einer Ozonung in der vorliegenden Studie abgesehen.

Tabelle 7: Spurenstoffanalyse im Ablauf des Klärwerks Brake und resultierende Belastungen im Gewässer verglichen mit UQN, allgemeinen Vorsorgewerten und Vorschlägen für UQN [25][26][27]. Überschreitungen im Gewässer sind entsprechend farblich markiert.

		Konzentration im		UQN nach OGewV		allgem. Vorsorge-	UQN nach Oekotoxzentrum		allgem. Vorsorge-
Stoffbezeichnung		**Ablauf**	**Gewässer**	**JD-UQN**	**ZHK-UQN**	**wert**	**JD-UQN**	**ZHK-UQN**	**wert**
Bezafibrat	µg/l	0,21	0,059			0,1	0,46	76	
Diclofenac	µg/l	3,6	1,013			0,1	0,05		
Naproxen	µg/l	<0,05	<0,014			0,1	1,7	370	
Phenazon	µg/l	0,3	0,084			0,1			0,1
Carbamazepin	µg/l	1,7	0,478			0,1	0,5	2.550	
Atenolol	µg/l	<0,05	<0,014			0,1	150	330	
Bisoprolol	µg/l	1,3	0,366			0,1			0,1
Metoprolol	µg/l	3,5	0,985			0,1	64	76	
Sotalol	µg/l	0,33	0,093			0,1			0,1
Clarithromycin	µg/l	0,12	0,034			0,1	0,06	0,11	
Sulfamethoxazol	µg/l	0,78	0,219			0,1	0,6	2,7	
Oxazepam	µg/l	0,177	0,050			0,1			0,1
Ritalinsäure	µg/l	<0,05	<0,014			0,1			0,1
Amidotrizoesäure	µg/l	2,6	0,731			0,1			0,1
Gadolinium	µg/l	0,74	0,208			0,1			0,1
Iomeprol	µg/l	0,69	0,194			0,1			0,1
Iopamidol	µg/l	0,2	0,056			0,1			0,1
Iopromid	µg/l	<0,05	<0,014			0,1			0,1
Diuron	µg/l	<0,05	<0,014	0,2	1,8		0,02	0,06	
Isoproturon	µg/l	<0,05	<0,014	0,3	1		0,32	1,2	
Terbutryn	µg/l	0,22	0,062			0,1	0,065	0,34	
Benzotriazol	µg/l	10	2,813			0,1	30	120	
17-α-Ethinylestradiol	ng/l	<1	<0,281			100	37		
17-β-Estradiol	ng/l	<5	<1,407			100	400		
Estron	ng/l	<5	<1,407			100	3.600		
Bromid *	mg/l	<1	<0,281						

*) Bromat-Grenzwert im Trinkwasser = 0,01 mg/l (TrinkwV)

Die Gegenüberstellung der IST-Werte im Gewässer mit den UQN, den vorgeschlagenen UQN und dem allgemeinen Vorsorgewert basiert auf einer Momentaufnahme von Anfang Juli 2014. Sie zeigt jedoch deutlich, dass ohne gesetzlich festgelegte Grenzwerte eine Bewertung der Klärwerkseinleitung in den Vorfluter nicht abschließend erfolgen kann. Daher kann der aus der vorliegenden Spuren-

stoffanalyse abgeleitete IST-Zustand derzeit nur mit spekulativ ermittelten, potenziellen zukünftigen Grenzwerten verglichen werden.

Würde man, sofern keine anderen Grenzwerte vorgegeben sind, mit dem in der Fachliteratur empfohlenen und diskutierten allgemeinen Vorsorgewert von 0,1 µg/l als Grenzwert im Gewässer unterhalb der Klärwerkseinleitung zugrunde legen, den Abwasseranteil bei Niedrigwasserabfluss von rd. 47 % aus dem Klärwerk Brake ansetzen und die Vorbelastung des Gewässers mit Abwasser aus dem Klärwerk Heepen mit einbeziehen, so dürfte die Spurenstoffkonzentration im Ablauf des Klärwerks Brake im Allgemeinen maximal 0,131 µg/l betragen. Für diesen Fall würden derzeit 16 der insgesamt 26 analysierten Spurenstoffe ihren jeweils ermittelten Einleitungsgrenzwert überschreiten (siehe Abbildung 12).

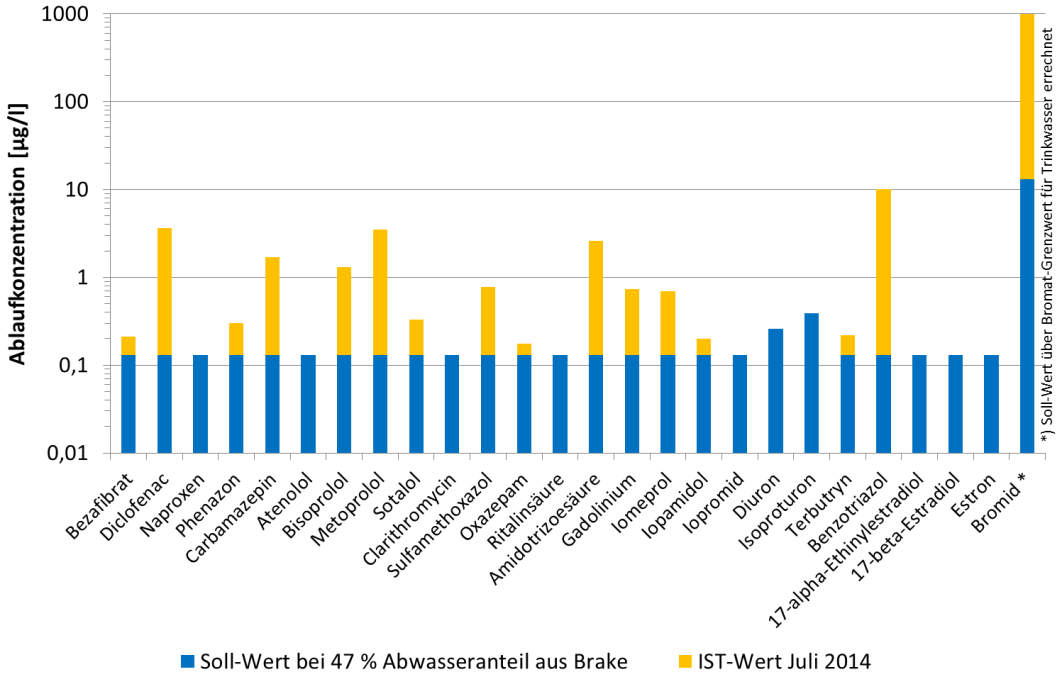

Abbildung 12: Theoretische Ablaufgrenzwerte Klärwerk Brake bei 47 % Abwasseranteil für einen Vorsorgewert von 0,1 µg/l im Gewässer

Würden unter den oben beschriebenen Umständen statt des allgemeinen Vorsorgewertes von 0,1 µg/l die vorgeschlagenen UQN des Oekotoxzentrums als Gewässergrenzwert angesetzt werden, so ergäbe sich das in Abbildung 13 dargestellte Bild. Insgesamt würden 14 von 26 analysierten Spurenstoffen den Ablaufgrenzwert nicht einhalten. Da sich die Gewässergrenzwerte jedoch ändern, än-

dern sich nicht nur die Summe an überschrittenen Einleitungsgrenzwerten, sondern zum Teil auch die Überschreitungssituation für einzelne Parameter.

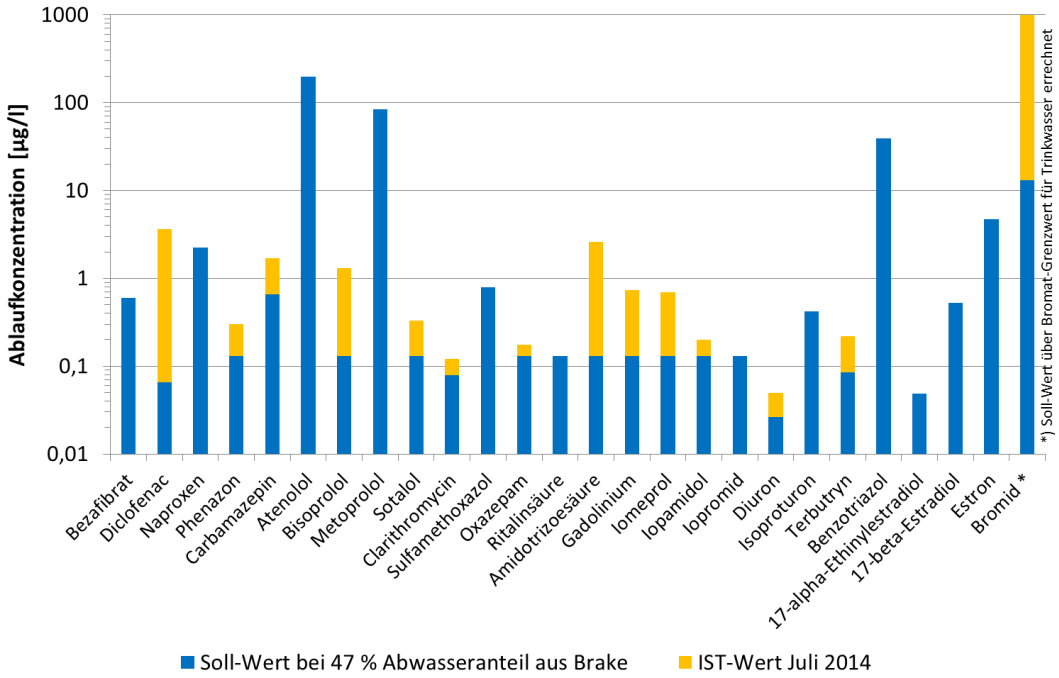

Abbildung 13: Theoretische Ablaufgrenzwerte Klärwerk Brake bei 47 % Abwasseranteil für die vorgeschlagenen UQN als Grenzwert im Gewässer

Diese beiden Beispiele zeigen auf, dass eine exakte Beurteilung der Einleitungssituation ohne gesetzliche Grundlage und umfassende Analytik ungenau bleibt. Das Kompetenzzentrum Mikroschadstoff.NRW bereitet die Veröffentlichung einer „Anleitung zur Auslegung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination“ vor, deren Bearbeitungsstand vom 22.12.2014 den Verfassern vorliegt. Als Überwachungsparameter für eine 4. Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination werden darin Metoprolol, Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol und 1H-Benzotriazol vorgeschlagen. Sollte sich der allgemeine Vorsorgewert von 0,1 µg/l als Gewässergrenzwert durchsetzen, so würden alle fünf Überwachungsparameter durch den Ablauf des Klärwerks Bielefeld-Brake überschritten werden. Würden die vom Oekotoxzentrum vorgeschlagenen UQN als Gewässergrenzwerte festgelegt, so würden diese immer noch von Diclofenac und Carbamazepin überschritten, während für die anderen drei Parameter der Grenzwert unterschritten bzw. gerade eben eingehalten werden würde.

Betrachtet man nun die in 2011 und 2012 im Vorfluter unterhalb der Klärwerkseinleitung erhobenen Daten zu 49 Spurenstoffen, so werden lediglich für acht dieser Stoffe überhaupt einzelne Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt. Überschreitungen aktuell vorhandener Grenzwerte werden nicht festgestellt. Vier der nachgewiesenen Spurenstoffe sind Herbizide, die ausschließlich in der Landwirtschaft eingesetzt werden und somit über Kläranlagen nicht relevant in Gewässer eingetragen werden. Das Pflanzen- und Materialschutzmittel Diuron wurde in zwei von sechs Proben in 2011 oberhalb seiner Bestimmungsgrenze festgestellt. Die in der Oberflächengewässerverordnung für Diuron festgelegten Umweltqualitätsnormen für den Jahresmittelwert und den Jahreshöchstwert wurden jedoch nicht überschritten. Diuron war im Kläranlagenablauf nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze nachzuweisen, sodass eine erhöhte Konzentration im Gewässer bedingt durch den Kläranlagenablauf unwahrscheinlich ist. Diphenylsulphon wurde in drei von sechs Proben in 2011 und 2012 oberhalb seiner Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Ein einzelner Wert in 2011 lag über dem allgemeinen Vorsorgewert. Durch seine Nutzung als Hochtemperaturlösungsmittel kann es durch Kläranlageneinleitungen oder Mischwasserentlastungen in die Gewässer eingetragen werden. Da es jedoch auch als Akarizid in der Landwirtschaft eingesetzt wird, liegt auch ein diffuser Eintrag in die Gewässer vor, der durchaus relevant sein kann.

Somit verbleiben zwei Mikroverunreinigungen, die unterhalb der Klärwerkseinleitung quantitativ nachgewiesen werden konnten und durch Kläranlageneinleitungen oder Mischwasserentlastungen relevant in die Gewässer eingetragen werden (Terbutryn und Carbamazepin).

Das als Algizid verwendete und in der EU nicht mehr zugelassene Herbizid Terbutryn wurde bis zu seinem Verbot 2002 als Algizid z.B. in Dispersionsfarben verwendet. Durch Auswaschen gelangt es vor allem bei Mischwasserabfluss über den Kläranlagenablauf oder Mischwasserentlastungen in die Gewässer. Unterhalb der Klärwerkseinleitung in Brake wurde es in fünf von sechs Proben in 2011 oberhalb seiner Bestimmungsgrenze nachgewiesen. In 2012 konnte es in keiner der drei Proben quantifiziert werden. Ein einzelner Messwert in 2011 überschritt den allgemeinen Vorsorgewert knapp. Im Klärwerksablauf lag die gemessene Terbutryn-Konzentration um rd. 0,089 µg/l über dem Wert, der theoretisch für die Einhaltung des allgemeinen Vorsorgewertes im Gewässer erforderlich gewesen wäre.

Der zweite relevante Spurenstoff, der im Gewässer quantifiziert werden konnte, ist das Antiepileptikum Carbamazepin. Durch seine ausschließliche Verwendung als Humanpharmaka wird es zum allergrößten Teil über Klärwerkseinleitungen oder Mischwasserentlastungen in die Gewässer eingetragen. Es wurde in allen neun Proben in 2011 und 2012 in Konzentrationen oberhalb des allgemeinen Vorsorgewertes nachgewiesen. Im Mittel lag seine Konzentration bei 0,63 µg/l. Im Klärwerksablauf wurde eine um rd. 1,569 µg/l höhere Konzentration festgestellt, als die Einhaltung des allgemeinen Vorsorgewertes im Gewässer es theoretisch erlaub. Legt man die vorgeschlagene UQN zugrunde, so wäre theoretisch die Konzentration im Ablauf des Klärwerks Brake rd. 1,047 µg/l zu hoch.

Wird die Situation im Gewässer oberhalb der Klärwerkseinleitung, in einem oberhalb gelegenen Zulauf zum Vorfluter und unterhalb der Klärwerkseinleitung betrachtet, so ergibt sich das in Abbildung 14 dargestellte Bild. Es wird deutlich, dass durch den oberhalb der Einleitung gelegenen Zufluss trotz einiger Mischwasserentlastungsanlagen kaum Carbamazepin transportiert wird. Der größte Teil der Carbamazepin-Belastung gelangt durch den Oberlauf, in den das Klärwerk Heepen einleitet, und durch das Klärwerk Brake selbst an die Probenahmestelle am Pegel Brake.

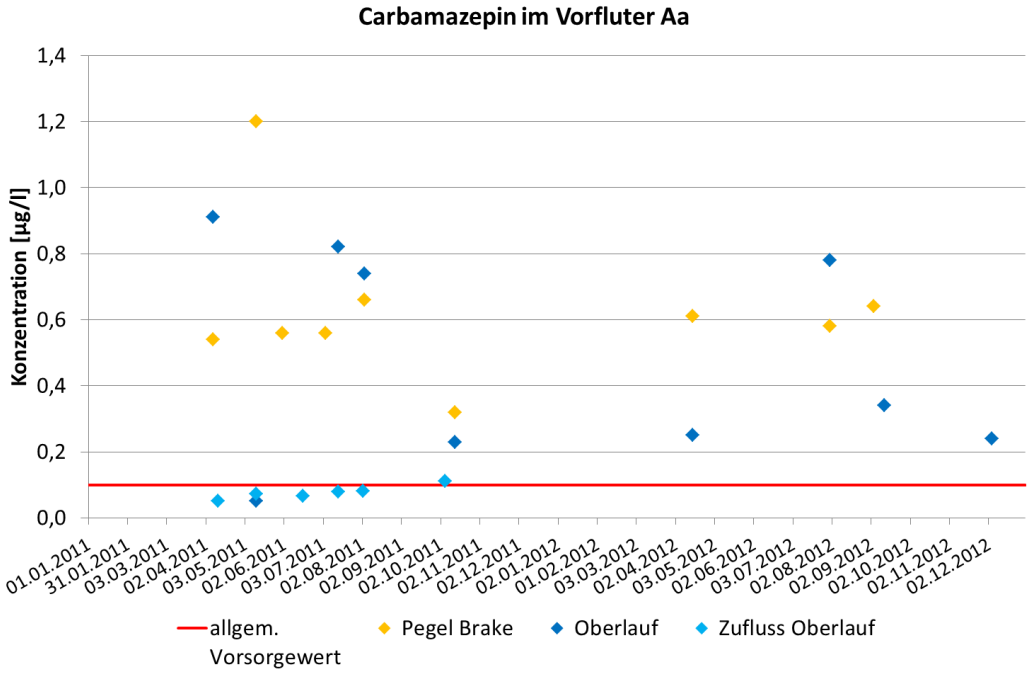

Abbildung 14: Carbamazepin-Konzentration im Oberlauf des Vorfluters, in einem oberhalb gelegenen Zufluss zum Vorfluter und unterhalb der Klärwerkseinleitung Brake

4. Variantenuntersuchung für das Klärwerk Brake

Für die Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake werden fünf verfahrenstechnische Varianten herausgearbeitet. Die Dimensionierung und Kostenschätzung erfolgt unter der Annahme einer zuverlässig funktionierenden Nachklärung.

4.1 Variante 1: Pulveraktivkohledosierung nach der Nachklärung

Auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake kann eine Spurenstoffelimination durch Pulveraktivkohle (PAK) erfolgen. Diese kann in einem Kontaktbecken mit dem mechanisch-biologisch vorgereinigten Abwasser in Kontakt gebracht werden.

4.1.1 Dimensionierung

Eine PAK-Dosierung in ein Kontaktbecken im Ablauf der Nachklärung hätte keine direkten Auswirkungen auf den Betrieb der anderen Verfahrensstufen auf dem Klärwerk Brake. Das vorhandene hydraulische Gefälle zwischen der Nachklärung und dem Zulaufhebewerk zur Flockungsfiltration ist gemäß des vorliegenden hydraulischen Längsschnittes aus dem Jahr 1989 ausreichend groß, um ein weiteres Becken ohne zusätzliches Pumpwerk zu integrieren. Lediglich ein um rd. 5 – 10 % erhöhter Schlammanfall muss sowohl von den Schlammpumpen, wie auch von der gemeinsamen Schlammbehandlung auf dem Klärwerk Heepen bewältigt werden können. Vor dem Einsatz von PAK auf dem Klärwerk Brake ist dies zu prüfen.

Ein Kontaktbecken für die PAK-Behandlung des mechanisch-biologisch vorgereinigten Abwassers sollte auf den mittleren Trockenwetterzufluss von rd. 1.349 m³/h und eine Kontaktzeit von mindestens 30 Minuten ausgelegt werden. Würde eine Sedimentationseinheit dem Kontaktbecken nachgeschaltet und die abgesetzte PAK in den Kontaktreaktor zurückgeführt werden, müsste ein PAK-Rücklaufverhältnis (RV_{PAK}) zwischen 0,5 und 1,0 berücksichtigt werden. Da auf dem Klärwerk Brake kein ungenutztes, als Sedimentationseinheit geeignetes Bauwerk vorhanden ist, wird aus ökonomischen Gründen auf eine Sedimentationseinheit verzichtet und die PAK-Abscheidung vollständig im Flockungsfilter realisiert. Dadurch ergibt sich ein erforderliches Kontaktbeckenvolumen von rd. 680 m³.

Die Dosierung der PAK sollte volumenproportional zum Zufluss des Kontaktbeckens erfolgen. In Abhängigkeit des aktuellen Zufluss wäre schrittweise eine dosierte PAK-Menge einzustellen.

4.1.2 Einbindung in das Klärwerk Brake

Auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake existieren ein altes RÜB und ein ungenutztes Bio-P-Becken. Beide Becken kämen grundsätzlich als Kontaktbecken für eine PAK-Anlage in Frage.

Das alte RÜB besteht aus drei baugleichen Becken mit jeweils 1.455 m³ Volumen (L x B x WT: 50 m x 15 m x 1,94 m). Bei Trockenwetter würde dies eine üppige Kontaktzeit von knapp über 1 Stunde sicherstellen, während im Spitzenlastfall von 5.200 m³/h die Kontaktzeit nur noch 17 Minuten betragen würde. Die Einbindung des alten RÜB zwischen der Nachklärung und der Flockungsfiltration wäre aufgrund seiner Lage mit geringem Aufwand und kurzen Rohrführungen möglich. Um ein Absinken der PAK auf den Beckenboden zu verhindern, wäre die Installation von Rührwerken angezeigt.

Die drei ungenutzten Bio-P-Becken haben jeweils ein maximales Volumen von 1.676 m³ (L x B x WT: 30,60 m x 15,20 m x 3,70 m). Bei Wahl eines Beckens würde dies im Trockenwetterfall eine Kontaktzeit von rd. 1,25 Stunden sicherstellen, während bei hydraulischer Spitzenlast nur eine Kontaktzeit von rd. 19 Minuten erreichbar wäre. Aufgrund seiner Position entlang der Abwasserleitung vom Ablauf der Nachklärung zum Zulauf zur Flockungsfiltration wäre auch die Einbindung des ungenutzten Bio-P-Beckens mit geringem Aufwand möglich. Es müsste lediglich die Ablaufleitung der neueren Nachklärbecken um knapp 30 m verlängert werden, damit der gesamte Ablauf der Nachklärbecken im ungenutzten Bio-P-Becken mit PAK behandelt werden könnte. Durch die vorherige Nutzung als Bio-P-Becken sind die für die PAK-Behandlung erforderlichen Rührwerke bereits vorhanden.

Das erforderliche PAK-Silo mit der Dosierstation könnte neben dem Zulaufhebewerk oder auf der Grünfläche neben dem alten RÜB aufgestellt werden. Beide möglichen Standorte wären für die Lieferung von PAK mit einem LKW leicht zu erreichen.

Aufgrund der längeren Kontaktzeiten und der vorhandenen Rührwerke wird die Umnutzung eines der ungenutzten Bio-P-Becken favorisiert. Als Standort für das PAK-Silo mit Dosierstation wird die Grünfläche neben dem Zulaufhebewerk vorgeschlagen.

Die Umsetzungsmöglichkeiten für die Variante 1 sind in Abbildung 15 schematisch dargestellt. Die bevorzugte Umsetzungsmöglichkeit ist in kräftigem rot eingefärbt, während die anderen Möglichkeiten heller dargestellt sind.

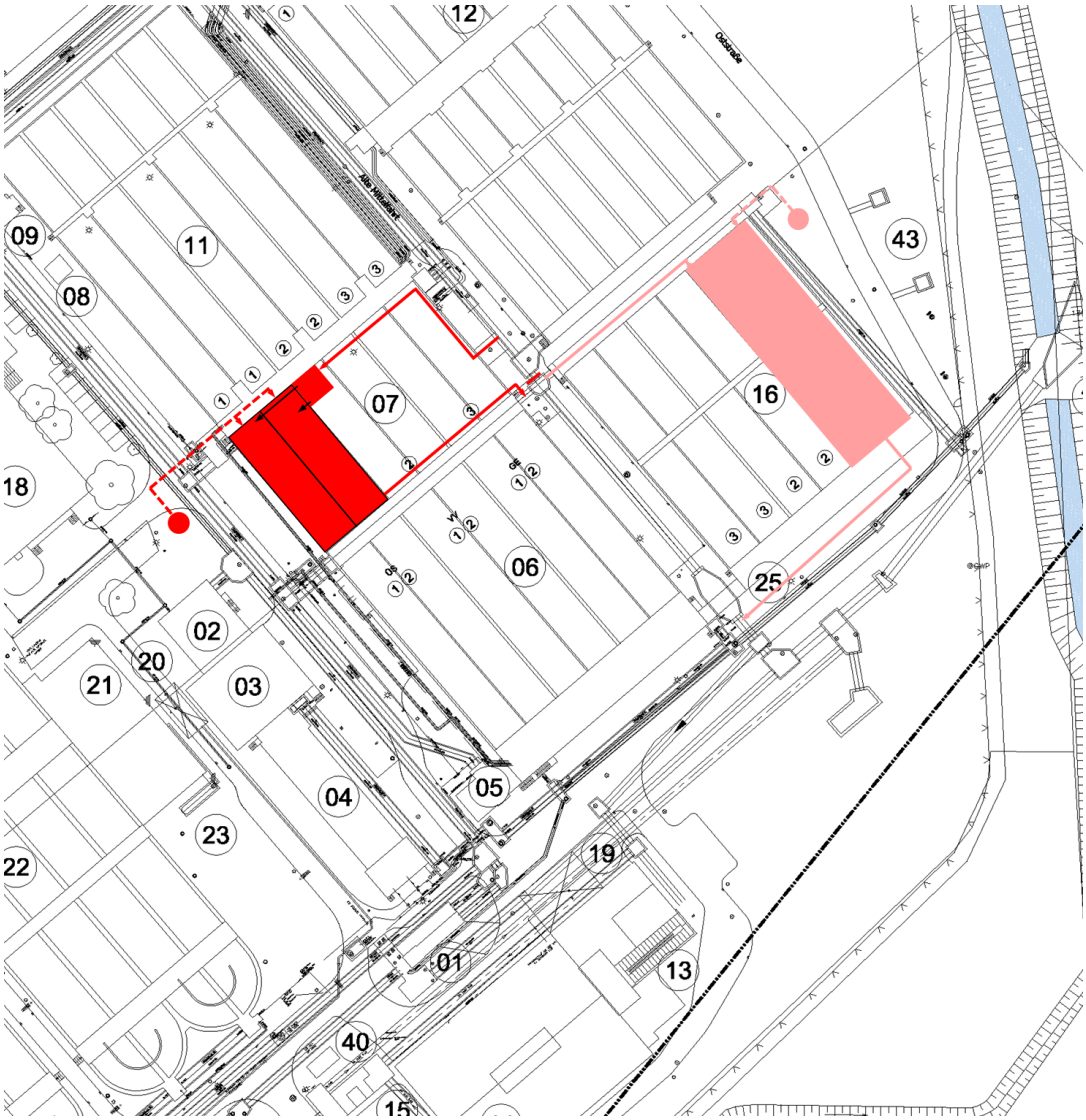

Abbildung 15: Möglichkeiten zur Umsetzung der Variante 1 auf dem Klärwerk Brake (Vorzugslösung kräftig eingefärbt)

4.1.3 Kostenaufstellung

Die Kosten für die Umsetzung und den Betrieb der beschriebenen Variante 1 (PAK-Dosierung in Kontaktbecken) zur Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake wurden auf der Grundlage von vergleichbaren aktuellen Angebotspreisen, vorliegenden Preisanfragen bei Herstellern/Lieferanten oder Werten aus der aktuellen Fachliteratur aufgestellt.

Bei der Ermittlung der Herstellungskosten wurde Folgendes mit berücksichtigt:

- Umbau eines ehemaligen Bio-P-Beckens zu zweistraßigem Becken: Trennwand
- Auftriebssichere Montage der Zu- und Ablaufleitung zum/vom Kontaktbecken (DN 1400)
- Errichtung eines Verteilerbauwerks für die zwei Straßen des Kontaktbeckens
- Anschluss Zu-/Ablaufleitung an die Ablaufleitung von den Nachklärbecken zur Flockungsfiltration
- Absperren der Ablaufleitung von den Nachklärbecken zur Flockungsfiltration
- Errichtung eines Fundamentes für das PAK-Silo und die Dosierstation
- PAK-Silo einschl. Dosierstation und Schaltanlage
- Installation einer erdverlegten Dosierleitung vom PAK-Silo zum Kontaktbecken
- Anpassung bzw. Erweiterung des PLS

Bei den Betriebskosten wurden die anfallenden Kosten für Energie, Betriebsmittel, Schlammentsorgung, Spurenstoffanalyse, Wartung und Personal mit berücksichtigt.

Für die Ermittlung des Projektkostenbarwertes und der Jahreskosten wurden ein Zinssatz von 3,0 % und eine Kostensteigerung von 2,0 % angesetzt. Aufgrund der neuen Techniken, den relativ geringen Betriebserfahrungen für großtechnische Anlagen zur Spurenstoffelimination aus dem Abwasser und der derzeit ungeklärten Zukunft bezüglich der Gesetzeslage wird ein Abschreibungszeitraum von

15 Jahren gewählt. Als Preis für die benötigte Energie wird der Strompreis aus dem Jahr 2014 von 0,15 €/kWh angesetzt.

In Tabelle 8 sind die Herstellungskosten für eine Aktivkohledosierung in ein Kontaktbecken nach der Nachklärung dargestellt und Tabelle 9 fasst die zugehörigen Barwerte und Jahreskosten zusammen.

Tabelle 8: Zusammenstellung der Herstellungskosten für Variante 1: PAK in Kontaktbecken

Herstellungskosten "Variante 1"	Menge		Kosten [€]	
	Anzahl	Einheit	EP	GP
Bautechnik				
Baustelleneinrichtung	1	psch	33.000	33.000
Wandbeton inkl. Bewehrung	100	m³	800	80.000
Deckenbeton inkl. Bewehrung	0	m³	600	0
Sohlbeton inkl. Bewehrung	170	m³	400	68.000
Erdarbeiten	70	m³	30	2.100
Straßen und Wege	10	m²	120	1.200
Frostschutz Fundament PAK-Silo	1	psch	1.200	1.200
Provisorium Leitungsumschluss	1	psch	20.000	20.000
PE-Leitung DN 1400 inkl. Aufttriebsicherung	110	m	1.000	110.000
90°-Bögen DN 1400	5	Stck	2.500	12.500
Wasserhaltung	1	psch	5.000	5.000
Sonstiges	1	psch	30.000	30.000
Gesamt netto				**363.000**
Maschinentechnik				
Baustelleneinrichtung	1	psch	31.000	31.000
PAK-Silo inkl. Dosierstation	1	Stck	200.000	200.000
Lieferung & Montage PAK-Silo inkl. Dosierstation	1	psch	40.000	40.000
Plattenschieber für Abgang DN 1400	2	Stck	8.000	16.000
Plattenschieber für Abgang DN 1800	1	Stck	10.000	10.000
Werkstatt- und Montageplanung, Dokumentation	1	psch	10.000	10.000
Sonstiges	1	psch	28.000	28.000
Gesamt netto				**335.000**
E-MSR-Technik				
Baustelleneinrichtung	1	psch	5.000	5.000
Anpassung/Erweiterung PLS	1	psch	20.000	20.000
Verkabelung	1	psch	5.000	5.000
Kabel Energieversorgung	1	psch	5.000	5.000
Werkstatt- und Montageplanung, Dokumentation	1	psch	10.000	10.000
Allgemeine Leistungen	1	psch	4.000	4.000
Gesamt netto				**49.000**
ZUSAMMENSTELLUNG				
Bautechnik				363.000
Maschinentechnik				335.000
E-MSR				49.000
Summe netto				**747.000**
Baunebenkosten, 21 %, rd.				156.870
Herstellkosten netto				904.000
Mehrwertsteuer, 19 %, rd.				171.760
Herstellkosten brutto, rd.				**1.076.000**

Durch den Einsatz von Pulveraktivkohle wäre eine stoffliche Verwertung des Klärschlammes nicht mehr zulässig. Derzeit werden rd. 50 % des Klärschlammes aus den Klärwerken Brake und Heepen stofflich verwertet. Die in Tabelle 9 aufgeführten Kosten für die Schlammentsorgung setzen sich zusammen aus rd. 7,7 Mio. € Mehrkosten für die 100-prozentige thermische Entsorgung des Klärschlammes und rd. 1,2 Mio. € Entsorgungskosten für die erhöhte Überschussschlammmenge. Sollte sich in Zukunft die Gesetzeslage bezüglich der Klärschlammentsorgung dahingehend ändern, dass eine stoffliche Verwertung generell ausgeschlossen wird, so wären die Mehrkosten für die 100-prozentige thermische Schlammentsorgung kostenneutral für diese Verfahrensvariante, da sie generell für das Klärwerk anfallen würden.

Tabelle 9: Projektkostenbarwert und Jahreskosten für Variante 1: PAK in Kontaktbecken

Variante 1	Barwert	Jahreskosten
	€	€/a
Investitionskosten	1.076.000	90.000
zus. Kosten für		
Energie	57.000	4.000
Betriebsmittel	9.702.000	699.000
Schlammentsorgung	8.953.000	645.000
Spurenstoffanalyse	65.000	5.000
Wartung	250.000	18.000
Personal	205.000	15.000
Summe	**20.308.000**	**1.476.000**

Der Projektkostenbarwert für Variante 1 beträgt rd. 20,3 Mio. €. Dies entspricht jährlichen Kosten von rd. 1.476.000 €/a über 15 Jahre. In dieser Variante wird der gesamte Zulauf zum Klärwerk behandelt, sodass für die Ermittlung der spezifischen Kosten ein Abwasservolumen von rd. 14,9 Mio. m³/a angesetzt wird. Bezogen auf den behandelten Volumenstrom ergeben sich somit spezifische Kosten von rd. 0,099 €/m³ oder rd. 7,85 €/(EW·a) bei einer mittleren Belastung von ca. 188.000 EW.

4.2 Variante 2: Pulveraktivkohledosierung in den Zulauf zur Flockungsfiltration

Die Dosierung von PAK zur Spurenstoffelimination kann auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake direkt in den Zulauf zur Flockungsfiltration erfolgen.

4.2.1 Dimensionierung

Eine PAK-Dosierung in den Zulauf zur Flockungsfiltration würde den Betrieb einer zusätzlichen Verfahrensstufe erübrigen. Auswirkungen hätte diese Betriebsweise auf die Flockungsfiltration selbst und durch den in Summe um 5 bis 10 % erhöhten Schlammanfall auf die Schlammbehandlung. Ob ein erhöhter Schlammanfall durch die gemeinsame Schlammbehandlung auf dem Klärwerk Heepen bewältigt werden könnte, müsste vor Umsetzung einer PAK-Anlage auf dem Klärwerk Brake geprüft werden.

Durch die erforderliche Kontaktzeit von mindestens 20 bis 30 Minuten erhöht sich auch die Anzahl der erforderlichen Filtereinheiten. Im Trockenwetterfall (1.349 m³/h) würden 10 Filterkammern eine ausreichende Kontaktzeit von rd. 36 Minuten gewährleisten. Bei hydraulischer Spitzenlast (5.200 m³/h) läge die Kontaktzeit bei Beschickung aller 18 Filtereinheiten bei knapp 17 Minuten. Dieser Wert liegt zwar knapp unter den angegebenen 20 Minuten, doch tritt dieser Lastfall äußerst selten ein (einmal zwischen 2011 und 2014). Für den in 85% der Tage unterschrittenen Tagesspitzenzufluss von rd. 4.156 m³/h wird eine Kontaktzeit von 21 Minuten in allen 18 Filterkammern sichergestellt, sodass die Kontaktzeit für den Spitzenlastfall als ausreichend betrachtet wird.

4.2.2 Einbindung in das Klärwerk Brake

Für die Dosierung von PAK in den Zulauf zur Flockungsfiltration wäre die Installation eines PAK-Silos mit gravimetrischer Dosieranlage erforderlich. Der Standort des Silos sollte in räumlicher Nähe zum Dosierungsort liegen, um lange Rohrleitungsführungen zu vermeiden. Außerdem müsste das Silo für die PAK-Lieferung von einem LKW angefahren werden können. Die Grünfläche neben dem Zulaufhebewerk der Flockungsfiltration böte sich als Standort für ein PAK-Silo mit Dosierstation an.

Die Dosierung der PAK sollte zum Schutz der Schneckenpumpen nicht in den Pumpensumpf des Zulaufhebewerkes zur Flockungsfiltration erfolgen. Da Aktivkohle abrasiv und korrosiv wirkt, sollte hier auf die gute Durchmischung durch ein Schneckenpumpwerk verzichtet werden. Die Dosierung der PAK könnte hinter dem Schneckenpumpwerk in das Verteilergerinne erfolgen. Je nach Zuflussvolumenstrom müssten mindestens 10 Filtereinheiten mit dem Aktivkohle-Abwassergemisch beschickt werden. Um die Kontaktzeit bei Trockenwetter auf

bis zu 64 Minuten zu erhöhen sollten konstant alle 18 Filtereinheiten parallel beschickt werden.

Das Spülintervall von derzeit etwa 24 h würde bei einer PAK-Dosierung in den Zulauf zur Flockungsfiltration beibehalten werden. Dadurch ergäbe sich eine ausreichende mittlere Verweilzeit der PAK von rd. 12 h. Das Spülwasser würde wie bisher in den Zulauf zur Vorklärung gegeben, wo es mit dem Primärschlamm abgezogen wird.

4.2.3 Kostenaufstellung

Die Kosten für die Umsetzung und den Betrieb der beschriebenen Variante 2 (PAK-Dosierung in den Zulauf zur Flockungsfiltration) zur Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake wurden auf der Grundlage von vergleichbaren aktuellen Angebotspreisen, vorliegenden Preisanfragen bei Herstellern/Lieferanten oder Werten aus der aktuellen Fachliteratur aufgestellt.

Bei der Ermittlung der Herstellungskosten wurde Folgendes mit berücksichtigt:

- Errichtung eines Fundamentes für das PAK-Silo und die Dosierstation
- PAK-Silo einschl. Dosierstation und Schaltanlage
- Installation einer erdverlegten Dosierleitung vom PAK-Silo zum Zulauf Flockungsfiltration
- Installation von jeweils einem Rührwerke in 10 Filterkammern
- Anpassung bzw. Erweiterung des PLS

Bei den Betriebskosten wurden die anfallenden Kosten für Energie, Betriebsmittel, Schlammentsorgung, Spurenstoffanalyse, Wartung und Personal mit berücksichtigt.

Für die Ermittlung des Projektkostenbarwertes und der Jahreskosten wurden ein Zinssatz von 3,0 % und eine Kostensteigerung von 2,0 % angesetzt. Aufgrund der neuen Techniken, den relativ geringen Betriebserfahrungen für großtechnische Anlagen zur Spurenstoffelimination aus dem Abwasser und der derzeit ungeklärten Zukunft bezüglich der Gesetzeslage wird auch hier ein Abschreibungszeitraum

von 15 Jahren gewählt. Als Preis für die benötigte Energie wird der Strompreis aus dem Jahr 2014 von 0,15 €/kWh angesetzt.

In Tabelle 10 sind die Herstellungskosten für eine Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Flockungsfiltration dargestellt, Tabelle 11 fasst die zugehörigen Barwerte und Jahreskosten zusammen.

Tabelle 10: Zusammenstellung der Herstellungskosten für Variante 2: PAK in Zulauf Flockungsfiltration

Herstellungskosten "Variante 2"	Menge		Kosten [€]	
	Anzahl	Einheit	EP	GP
Bautechnik				
Baustelleneinrichtung	1	psch	2.000	2.000
Sohlbeton inkl. Bewehrung	7	m³	400	2.800
Erdarbeiten	50	m³	30	1.500
Straßen und Wege	15	m²	120	1.800
Frostschutz Fundament PAK-Silo	1	psch	1.200	1.200
Wasserhaltung	1	psch	5.000	5.000
Sonstiges	1	psch	2.000	2.000
Gesamt netto				**16.300**
Maschinentechnik				
Baustelleneinrichtung	1	psch	32.000	32.000
PAK-Silo inkl. Dosierstation	1	Stck	200.000	200.000
Lieferung & Montage PAK-Silo inkl. Dosierstation	1	psch	40.000	40.000
Rührwerke	10	Stck	4.000	40.000
Werkstatt- und Montageplanung, Dokumentation	1	psch	10.000	10.000
Sonstiges	1	psch	29.000	29.000
Gesamt netto				**351.000**
E-MSR-Technik				
Baustelleneinrichtung	1	psch	5.000	5.000
Anpassung/Erweiterung PLS	1	psch	20.000	20.000
Verkabelung	1	psch	5.000	5.000
Kabel Energieversorgung	1	psch	5.000	5.000
Werkstatt- und Montageplanung, Dokumentation	1	psch	10.000	10.000
Allgemeine Leistungen	1	psch	4.000	4.000
Gesamt netto				**49.000**
ZUSAMMENSTELLUNG				
Bautechnik				16.300
Maschinentechnik				351.000
E-MSR				49.000
Summe netto				**416.300**
Baunebenkosten, 21 %, rd.				87.423
Herstellkosten netto				504.000
Mehrwertsteuer, 19 %, rd.				95.760
Herstellkosten brutto, rd.				**600.000**

Durch den Einsatz von Pulveraktivkohle wäre eine stoffliche Verwertung des Klärschlammes nicht mehr zulässig. Derzeit werden rd. 50 % des Klärschlammes aus den Klärwerken Brake und Heepen stofflich verwertet. Die in Tabelle 11 aufgeführten Kosten für die Schlammentsorgung setzen sich zusammen aus rd.

7,7 Mio. € Mehrkosten für die 100-prozentige thermische Entsorgung des Klärschlammes und rd. 1,2 Mio. € Entsorgungskosten für die erhöhte Überschussschlammmenge. Sollte sich in Zukunft die Gesetzeslage bezüglich der Klärschlammentsorgung dahingehend ändern, dass eine stoffliche Verwertung generell ausgeschlossen wird, so wären die Mehrkosten für die 100-prozentige thermische Schlammentsorgung kostenneutral für diese Verfahrensvariante, da sie generell für das Klärwerk anfallen würden.

Tabelle 11: Projektkostenbarwert und Jahreskosten für Variante 2: PAK in Zulauf Flockungsfiltration

Variante 2	Barwert	Jahreskosten
	€	€/a
Investitionskosten	600.000	50.000
zus. Kosten für		
Energie	57.000	4.000
Betriebsmittel	9.702.000	699.000
Schlammentsorgung	8.953.000	645.000
Spurenstoffanalyse	65.000	5.000
Wartung	250.000	18.000
Personal	205.000	15.000
Summe	**19.832.000**	**1.436.000**

Der Projektkostenbarwert für Variante 2 beträgt rd. 19,8 Mio. €. Dies entspricht jährlichen Kosten von rd. 1.436.000 €/a über 15 Jahre. In dieser Variante wird der gesamte Zulauf zum Klärwerk behandelt, sodass für die Ermittlung der spezifischen Kosten ein Abwasservolumen von rd. 14,9 Mio. m³/a angesetzt wird. Bezogen auf den behandelten Volumenstrom ergeben sich somit spezifische Kosten von rd. 0,096 €/m³, oder rd. 7,64 €/(EW·a) bei einer mittleren Belastung von ca. 188.000 EW.

4.3 Variante 3: Filtration mit granulierter Aktivkohle

Auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake ist eine Flockungsfiltration mit 18 Filtereinheiten vorhanden. Daher erscheint die Einbindung einer GAK-Filtration zur Elimination von Spurenstoffen durch eine Umrüstung einzelner Filterkammern mit vergleichsweise geringem Aufwand möglich.

4.3.1 Dimensionierung

Für die GAK-Filtration wird der mittlere Trockenwetterzufluss von rd. 1.349 m³/h als Bemessungszufluss angesetzt. Weiter wird eine Filtergeschwindigkeit bei Trockenwetter von maximal 5 m/h vorausgesetzt und eine vorhandene Filterfläche von 32 m² je Filterkammer zugrunde gelegt. Entsprechend würde die Umrüstung von 10 Filterkammern für die Behandlung des Trockenwetterzuflusses eine ausreichende Leerbettkontaktzeit von 28 Minuten gewährleisten. Je mehr Wasser der Filtrationsanlage zufließt, desto mehr Filterkammern müssten in Betrieb genommen werden. Wären alle 18 Filtereinheiten in Betrieb, würde sich die Filtergeschwindigkeit erhöhen und dadurch die Kontaktzeit zwischen Kohle und Abwasser verringern, bis schließlich für den maximalen Mischwasserzufluss von 5.200 m³/h eine Filtergeschwindigkeit von knapp 10 m/h erreicht wäre. Die Leerbettkontaktzeit läge dann immer noch bei 13 Minuten.

Das Filterbett der GAK-Filter würde gemäß den Empfehlungen aus der Schweiz mit einer Schichtstärke von 2 m anstelle der derzeit verbauten 1,8 m angesetzt. Dadurch würde sich der Filterüberstau auf 2,3 m reduzieren, was für Raumfilter nach ATV-A 203 ausreichend ist. Für die Umrüstung von 10 Filtereinheiten ergäbe sich dadurch ein erforderliches Aktivkohlevolumen von 640 m^3_{GAK}. Es werden 10.000 durchsetzbare Bettvolumina bis zum Austausch der GAK angenommen, was für den Trockenwetterzufluss einer Filterstandzeit von etwa 6,5 Monaten entspräche. Als Grundlage für die Ableitung von 10.000 BV dienen die Betriebserfahrungen der Kläranlagen Obere Lutter (rd. 25.000 BV), Buchenhofen (> 15.000 BV) und Düren-Merken (rd. 9.000 BV bei 20 bis 30 mgAFS/l). Bei 10 Filterkammern wäre 18- bis 19-mal im Jahr der Austausch des jeweils am stärksten beladenen Filterbettes erforderlich. In Summe würden so rd. 1.182 m^3_{GAK}/a benötigt, was bei einem Mischwasseranfall von rd. 14,9 Mio. m³/a einem GAK-Einsatz von rd. 0,078 l_{GAK}/m³ Abwasser entspricht.

4.3.2 Einbindung in das Klärwerk Brake

Die Einbindung einer GAK-Filtration in das Klärwerk Brake wäre aufgrund der vorhandenen Flockungsfiltration einfach zu realisieren. Das Filtermaterial müsste aus 10 Filterkammern ausgebaut und durch GAK ersetzt werden. Es müsste das Spülprogramm angepasst und die Zulaufsituation zu den einzelnen Filterkammern je nach Zulaufwassermenge regelbar gestaltet werden. Weiter wird die bauliche Ausbildung einer Vorrichtung zum Ausbau der Aktivkohle mittels Saugwagen aus

den einzelnen Kammern sowie einer weiteren Vorrichtung zur Befüllung jeder einzelnen Filterkammer empfohlen. Für den Austausch der Filterbetten sollten außerdem die einzelnen GAK-Filterkammern von außen für einen Tanklastwagen zugänglich gemacht werden.

4.3.3 Kostenaufstellung

Die Kosten für die Umsetzung und den Betrieb der beschriebenen Variante 3 (GAK-Filtration) zur Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake wurden auf der Grundlage von vergleichbaren aktuellen Angebotspreisen, vorliegenden Preisanfragen bei Herstellern/Lieferanten oder Werten aus der aktuellen Fachliteratur aufgestellt.

Bei der Ermittlung der Herstellungskosten wurde Folgendes mit berücksichtigt:

- Installation von Rohrdurchführungen für den Austausch der GAK in 10 Filterkammern
- GAK-Filtermaterial für 10 Filtereinheiten
- Anpassung des Spülprogramms für die umgerüsteten Filterkammern
- Anpassung bzw. Erweiterung des PLS

Bei den Betriebskosten wurden auch hier die anfallenden Kosten für Energie, Betriebsmittel, Schlammentsorgung, Spurenstoffanalyse, Wartung und Personal mit berücksichtigt.

Für die Ermittlung des Projektkostenbarwertes und der Jahreskosten wurden ein Zinssatz von 3,0 % und eine Kostensteigerung von 2,0 % angesetzt. Aufgrund der neuen Techniken, den relativ geringen Betriebserfahrungen für großtechnische Anlagen zur Spurenstoffelimination aus dem Abwasser und der derzeit ungeklärten Zukunft bezüglich der Gesetzeslage wird ein Abschreibungszeitraum von 15 Jahren gewählt. Als Preis für die benötigte Energie wird der Strompreis aus dem Jahr 2014 von 0,15 €/kWh angesetzt.

In Tabelle 12 sind die Herstellungskosten für eine GAK-Filtration dargestellt und Tabelle 13 fasst die zugehörigen Barwerte und Jahreskosten zusammen.

Tabelle 12: Zusammenstellung der Herstellungskosten für Variante 3: GAK-Filtration

Herstellungskosten "Variante 3"	Menge		Kosten [€]	
	Anzahl	Einheit	EP	GP
Bautechnik				
Baustelleneinrichtung	1	psch	36.000	36.000
GAK-Filtermaterial	640	m³	450	288.000
Rohrdurchführung DN 150 inkl. Kernb. DN 250	10	Stck	2.000	20.000
Rohrdurchführung DN 100 inkl. Kernb. DN 200	10	Stck	1.500	15.000
Sonstiges	1	psch	33.000	33.000
Gesamt netto				**392.000**
Maschinentechnik				
Gesamt netto				**0**
E-MSR-Technik				
Baustelleneinrichtung	1	psch	4.000	4.000
Anpassung/Erweiterung PLS	1	psch	20.000	20.000
Anpassung Spülprogramm	1	psch	5.000	5.000
Werkstatt- und Montageplanung, Dokumentation	1	psch	10.000	10.000
Allgemeine Leistungen	1	psch	4.000	4.000
Gesamt netto				**43.000**
ZUSAMMENSTELLUNG				
Bautechnik				392.000
Maschinentechnik				0
E-MSR				43.000
Summe netto				**435.000**
Baunebenkosten, 21 %, rd.				91.350
Herstellkosten netto				526.000
Mehrwertsteuer, 19 %, rd.				99.940
Herstellkosten brutto, rd.				**626.000**

Tabelle 13: Projektkostenbarwert und Jahreskosten für Variante 3: GAK-Filtration

Variante 3	Barwert	Jahreskosten
	€	€/a
Investitionskosten	626.000	52.000
zus. Kosten für		
Energie	0	0
Betriebsmittel	8.204.000	591.000
Schlammentsorgung	0	0
Spurenstoffanalyse	65.000	5.000
Wartung	0	0
Personal	82.000	6.000
Summe	**8.977.000**	**654.000**

Der Projektkostenbarwert für Variante 3 beträgt rd. 9,0 Mio. €. Dies entspricht jährlichen Kosten von rd. 654.000 €/a über 15 Jahre. In dieser Variante wird der gesamte Zulauf zum Klärwerk behandelt, sodass für die Ermittlung der spezifischen Kosten ein Abwasservolumen von rd. 14,9 Mio. m³/a angesetzt wird. Bezogen auf den behandelten Volumenstrom ergeben sich somit spezifische Kosten von rd. 0,044 €/m³, oder rd. 3,48 €/(EW·a) bei einer mittleren Belastung von ca. 188.000 EW.

4.4 Variante 4: Ozondosierung nach der Nachklärung

Auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake ist auch die Einbindung einer Ozonanlage zur Spurenstoffelimination zwischen der Nachklärung und der Flockungsfiltration denkbar. Die erforderliche Nachbehandlung des mit Ozon behandelten Abwassers würde durch die nachgeschaltete Flockungsfiltration sichergestellt werden. Durch die Ozonbehandlung würde neben der Spurenstoffelimination auch eine Desinfektion erfolgen. Da das Brauchwasser des Klärwerks aus dem Spülwasserspeicher der Flockungsfiltration entnommen wird, würde durch die Ozonung des Abwassers indirekt eine Brauchwasserdesinfektion erfolgen.

4.4.1 Dimensionierung

Der Betrieb einer Ozonanlage zwischen Nachklärung und Flockungsfiltration hätte keine Auswirkungen auf den Betrieb der bestehenden Reinigungsstufen des Klärwerks Brake. Auch das vorhandene hydraulische Gefälle zwischen der Nachklärung und dem Zulaufhebewerk zur Flockungsfiltration ist auf Basis des vorliegenden hydraulischen Längsschnittes aus dem Jahr 1989 ausreichend groß, um ein weiteres Becken ohne zusätzliches Pumpwerk zu integrieren.

Für die Berechnung des erforderlichen Volumens des Ozonreaktors ($V_{Ozonreaktor}$) wird eine Bemessungswassermenge (Q_{Bem}) entsprechend dem mittleren Trockenwetterzufluss von rd. 1.349 m³/h und einer Kontaktzeit ($t_{Kontakt}$) von 15 Minuten angesetzt. Dadurch ergibt sich, bei Einbeziehung eines Faktors zur Berücksichtigung der ungleichmäßigen Durchströmung, ein erforderliches Reaktorvolumen von rd. 970 m³ [3].

$$V_{Ozonreaktor} = \frac{Q_{Bem} \cdot t_{Kontakt}}{0{,}35} = \frac{1.349 \cdot \frac{15}{60}}{0{,}35} = 964\ m^3 \qquad \text{(Gl. 1)}$$

Bei einem Mischwasserzufluss entsprechend der Einleiterlaubnis von maximal 5.200 m³/h liegt damit die Kontaktzeit bei rd. 3,9 Minuten. Die erforderliche Ozondosis (C_{O3}) liegt für eine abgeschätzte DOC-Konzentration (C_{DOC}) von rd. 14 mg/l im Ablauf der Nachklärung und einer Nitrit-Konzentration ($C_{NO2\text{-}N}$) von rd. 0,05 mg/l bei rd. 9,7 mgO_3/l Abwasser.

$$C_{O3} = z_{DOC} \cdot C_{DOC} + z_{NO2-N} \cdot C_{NO2-N} = 0{,}7 \cdot 14 + 3{,}43 \cdot 0{,}05 = 9{,}7 \ \frac{mgO_3}{l} \quad \text{(Gl. 2)}$$

Für die Bemessungswassermenge resultiert eine maximal erforderliche Ozonproduktionskapazität von rd. 13.100 gO_3/h und bei einem minimalen Trockenwetterzufluss von rd. 910 m³/h eine minimale Ozonproduktionskapazität von rd. 8.800 gO_3/h.

$$B_{O3,max} = Q_{Bem} \cdot C_{O3} = 1.349 \cdot 9{,}7 = rd.\,13.100 \ \frac{gO_3}{h} \quad \text{(Gl. 3)}$$

$$B_{O3,min} = Q_{T,2h,min} \cdot C_{O3} = 910 \cdot 9{,}7 = rd.\,8.800 \ \frac{gO_3}{h} \quad \text{(Gl. 4)}$$

4.4.2 Einbindung in das Klärwerk Brake

Für die elektrotechnische Einbindung einer Ozonanalage ist eine Anschlussleistung von rd. 200 kW erforderlich. Wäre diese Kapazität nicht vorhanden, müsste eine neue Trafostation errichtet werden. Da jedoch die Trafostation in der Flockungsfiltration eine freie Kapazität von rd. 500 kW aufweist, ist lediglich eine Kabelverbindung von der Flockungsfiltration an den Standort der Ozonerzeugung erforderlich.

Auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake existiert ein altes RÜB und ein ungenutztes Bio-P-Becken, die beide auch grundsätzlich für die Umnutzung als Ozonreaktor in Frage kommen. Außerdem ist die vorhandene Flockungsfiltration im Bemessungslastfall nicht vollständig ausgelastet, sodass die Umnutzung von einzelnen Filtereinheiten als Ozonreaktor prinzipiell möglich wäre.

Das RÜB besteht aus drei baugleichen Becken mit jeweils 1.455 m³ Volumen (L x B x WT: 50 m x 15 m x 1,94 m). Eines dieser Becken wäre nicht ganz ausreichend, um im Vollstromverfahren das biologisch vorgereinigte Abwasser des Klärwerks Brake für 30 Minuten mit Ozon zu behandeln. Bei Trockenwetter läge die Kontaktzeit bei rd. 23 Minuten und im Regenwetterfall bei rd. 6 Minuten, was ausreichend ist. Für die Nutzung des alten RÜB als Ozonreaktor wäre der Einbau

von Leitwänden erforderlich, sodass sich eine pfropfenartige Strömung ausbildet. Da die Becken jedoch nur eine geringe Tiefe von rd. 1,94 m aufweisen, ist ein Ozoneintrag über am Beckenboden installierte Diffusoren hier nicht effizient (mindestens 4-5 m erforderlich). Ein Ozoneintrag könnte nur über ein Pumpe-Injektor-System erfolgen, für das keine Grenztiefen vorliegen. Erfahrungsgemäß ist jedoch auch ein Injektionssystem bei größeren Tiefen effizienter aufgrund der besseren Ozonlösung in einer höheren Abwassersäule. Ein Pumpe-Injektor-System erfordert im Vergleich zu Diffusoren einen Mehraufwand durch die erforderlichen Anlagenkomponenten und die Steuerung/Regelung. Über die Länge des alten RÜB verteilt sind drei Fugenbänder verbaut, deren Material sehr wahrscheinlich nicht ozonbeständig ist. Dies verkompliziert eine Umnutzung des alten RÜB als Ozonreaktor deutlich.

Die drei ungenutzten Bio-P-Becken haben jeweils ein maximales Volumen von 1.676 m³ (L x B x WT: 30,60 m x 15,20 m x 3,70 m). Ein einzelnes dieser Becken, durch eine Längswand in zwei Hälften geteilt, wäre ausreichend, um den gesamten Abwasservolumenstrom im Vollstrom zu behandeln. Dabei ergäbe sich bei Trockenwetter eine Kontaktzeit von rd. 26 Minuten und im Regenwetterfall von rd. 6,8 Minuten. Neben der Längswand zur Teilung des Bio-P-Beckens in zwei kleinere, parallele Ozonreaktoren wäre der Einbau von Leitwänden erforderlich. Diese würden für die Ausbildung einer pfropfenartigen Strömung sorgen, wodurch Kurzschlussströmungen verhindert werden. Aufgrund einer Wassertiefe von rd. 3,70 m wäre ein Ozoneintrag über Diffusoren am Reaktorboden zwar nicht von vornherein ausgeschlossen, wenn auch eine größere Wassertiefe vorzuziehen wäre. Dennoch würde der Einsatz eines Pumpe-Injektor-Systems empfohlen werden, um die Ozonlösung im Abwasser unter den gegebenen Randbedingungen zu optimieren. Auf etwa 2/3 der Beckenlänge der ehemaligen Bio-P-Becken ist, wie im RÜB auch, ein Fugenband verbaut, dessen Material wahrscheinlich nicht ozonbeständig ist. Um den Kontakt des Fugenbandes mit ozonhaltigen Medien zu verhindern, sollte eine Trennwand unmittelbar vor der Fuge eingezogen werden, sodass nur der größere Beckenbereich als Ozonreaktor genutzt werden würde. Dieser Bereich, längs in zwei gleiche Beckenhälften unterteilt, umfasst ein Volumen von insgesamt rd. 980 m³, was eine Kontaktzeit von ausreichenden 15 Minuten bei Trockenwetter und knappen 3,9 Minuten für den Maximalzufluss sicherstellen würde. Die Umnutzung eines ehemaligen Bio-P-Beckens hätte den Vorteil, dass es zum einen aufgrund der örtlichen Gegebenheiten gut zwischen Nachklärung und Filtration eingebunden werden könnte. Außerdem verfügt das

Bio-P-Becken bereits über eine Beckenabdeckung aus GFK, die aus materialtechnischer Sicht den Ansprüchen einer Ozonanlage genügen würde. Es wäre jedoch eine komplette Abdichtung sowie die Anbringung von Durchführungen für ein Belüftungsventil und die Abluftleitung zum Restozonvernichter erforderlich. Alternativ wird eine Abdeckung des Reaktors durch eine Betonplatte empfohlen.

Die vorhandene, zur Sanierung anstehende Flockungsfiltration besteht aus 18 Filtereinheiten von jeweils 8,00 m x 4,00 m = 32 m² Fläche. Da die Auslegung auf eine deutlich höhere Wassermenge erfolgte, als die Einleiterlaubnis heute vorsieht, werden rechnerisch nur 12 der 18 Filtrationseinheiten benötigt. Somit stünden in Summe 6 Einheiten für eine Umnutzung zur Verfügung. Eine Filtereinheit hat eine Tiefe von 4,30 m bis zum Düsenboden. Dieser könnte aus baulicher Sicht entfernt werden, sodass insgesamt eine Beckentiefe von 5,90 m bei einem Beckenvolumen von rd. 189 m³ erreicht werden würde. Zur Sicherstellung einer Kontaktzeit von 15 Minuten bei Trockenwetter wäre die Umrüstung von sechs Filtereinheiten erforderlich. Im Falle des maximalen Durchflusses von 5.200 m³/h wäre dadurch noch immer eine Kontaktzeit von rd. 4,6 Minuten sichergestellt. Alle als Ozonreaktoren umgenutzten Filtereinheiten sollten mit Leitwänden ausgerüstet werden. Durch die Tiefe der umgebauten Filtereinheiten von über 5 m wäre ein Ozoneintrag über Diffusoren zu favorisieren. Für diese Einbindungsvariante einer Ozonanlage auf dem Klärwerk Brake wäre voraussichtlich ein weiteres Hebewerk erforderlich, um das mit Ozon behandelte Abwasser vom Ablauf der umgerüsteten Filtrationseinheiten auf das Niveau der Zuläufe zu den übrigen Filtrationseinheiten zu heben.

Die Aufstellung des Ozongenerators sowie aller zusätzlich benötigter Anlagenkomponenten wie Kühler und Schaltanlage ist in einem Container vorgesehen. Dieser sowie der benötigte Flüssigsauerstofftank können an verschiedenen Orten auf dem Klärwerksgelände in Brake Platz finden. Es ist lediglich ein Sicherheitsabstand von 5 m Radius um den Sauerstofftank zu allen anderen Bauwerken zu beachten und die Anfahrbarkeit durch einen 40-Tonner für die Belieferung sicherzustellen. Eine Möglichkeit zur Aufstellung von Container und Sauerstofftank ist die Grünfläche direkt neben der Filtration beim Filtrations-Zulaufhebewerk oder einige Meter weiter auf derselben Grünfläche gegenüber der Vorklärung. Ein weiterer möglicher Standort ist die Grünfläche neben den neueren Nachklärbecken. Die erste Standortmöglichkeit böte sehr kurze Wege zur Flockungsfiltration, während die beiden anderen Standorte relativ kurze Wege zum alten RÜB sicher-

stellen würden. Eine vierte Möglichkeit zur Aufstellung eines Containers mit Sauerstofftank ist die freie Grünfläche direkt neben dem Zulaufhebewerk. Dieser Standort würde kurze Wege zum ehemaligen Bio-P-Becken sicherstellen.

Durch die ausreichende hydraulische Kapazität des Klärwerks und die relativ einfache bauliche Einbindung bietet sich die Umnutzung eines abgeteilten, ehemaligen Bio-P-Beckens als Ozonreaktor zwischen der Nachklärung und der Filtration an. Der Ozongenerator und der Flüssigsauerstofftank könnten in räumlicher Nähe dazu direkt neben dem Zulaufhebewerk auf der Grünfläche aufgestellt werden. Abbildung 16 stellt die beschriebenen Möglichkeiten zur Umsetzung einer Ozonanlage zwischen der Nachklärung und der Filtration schematisch dar. Dabei ist die bevorzugte Umsetzungsmöglichkeit in kräftigem rot eingefärbt, während die anderen Möglichkeiten heller dargestellt sind.

Abbildung 16: Möglichkeiten zur Umsetzung der Variante 4 auf dem Klärwerk Brake (Vorzugslösung kräftig eingefärbt)

4.4.3 Kostenaufstellung

Die Kosten für die Umsetzung und den Betrieb der beschriebenen Variante 4 (Ozonung nach der Nachklärung) zur Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake wurden ebenfalls auf der Grundlage von vergleichbaren aktuellen Angebotspreisen, vorliegenden Preisanfragen bei Herstellern/Lieferanten oder Werten aus der aktuellen Fachliteratur aufgestellt.

Bei der Ermittlung der Herstellungskosten wurden folgende Aspekte integriert:

- Umbau eines ehemaligen Bio-P-Beckens: Trennwand, Leitwände und Beckenabdeckung
- Auftriebssichere Montage der Zu- und Ablaufleitung zum/vom Ozonreaktor (DN 1400)
- Errichtung eines Verteilerbauwerks für die zwei Straßen des Ozonreaktors
- Anschluss Zu-/Ablaufleitung an die Ablaufleitung von den Nachklärbecken zur Flockungsfiltration
- Absperren der Ablaufleitung von den Nachklärbecken zur Flockungsfiltration
- Errichtung eines Fundamentes für die Ozonerzeugung (Container) und den Flüssigsauerstofftank
- Ozongenerator einschl. Dosiervorrichtung als „Containerlösung“
- Installation einer erdverlegten Dosierleitung von den Injektor-Pumpen zum Ozonreaktor
- Anschluss der Ozonerzeugung an die bestehende NSHV in der Flockungsfiltration
- Anpassung bzw. Erweiterung des PLS

Bei den Betriebskosten wurden ebenfalls die anfallenden Kosten für Energie, Betriebsmittel, Schlammentsorgung, Spurenstoffanalyse, Wartung und Personal mit berücksichtigt.

Für die Ermittlung des Projektkostenbarwertes und der Jahreskosten wurden ein Zinssatz von 3,0 % und eine Kostensteigerung von 2,0 % angesetzt. Aufgrund der neuen Techniken, den relativ geringen Betriebserfahrungen für großtechnische Anlagen zur Spurenstoffelimination aus dem Abwasser und der derzeit nicht verbindlichen Gesetzeslage wird ein Abschreibungszeitraum von 15 Jahren gewählt. Als Preis für die benötigte Energie wird der Strompreis aus dem Jahr 2014 von 0,15 €/kWh angesetzt.

In Tabelle 14 sind die Herstellungskosten für eine Ozonung nach der Nachklärung dargestellt und Tabelle 15 fasst die zugehörigen Barwerte und Jahreskosten zusammen.

Tabelle 14: Zusammenstellung der Herstellungskosten für Variante 4: Ozonung nach der Nachklärung

Herstellungskosten "Variante 4"	Menge		Kosten [€]	
	Anzahl	Einheit	EP	GP
Bautechnik				
Baustelleneinrichtung	1	psch	72.000	72.000
Wandbeton inkl. Bewehrung	405	m³	800	324.000
Deckenbeton inkl. Bewehrung	85	m³	600	51.000
Sohlbeton inkl. Bewehrung	190	m³	400	76.000
Erdarbeiten	230	m³	30	6.900
Straßen und Wege	130	m²	120	15.600
Frostschutz Fundament Container & O_2-Tank	1	psch	3.600	3.600
Provisorium Leitungsumschluss	1	psch	20.000	20.000
PE-Leitung DN 1400 inkl. Aufttriebsicherung	130	m	1.000	130.000
90°-Bögen DN 1400	5	Stck	2.500	12.500
Rohrleitung DN 80, Edelstahl	20	m	120	2.400
Wasserhaltung	1	psch	5.000	5.000
Sonstiges	1	psch	65.000	65.000
Gesamt netto				**784.000**
Maschinentechnik				
Baustelleneinrichtung	1	psch	72.000	72.000
Ozonanlage inkl. Dosiervorrichtung (Container)	1	Stck	650.000	650.000
Transportkosten Container	1	psch	40.000	40.000
Plattenschieber für Abgang DN 1400	2	Stck	8.000	16.000
Plattenschieber für Abgang DN 1800	1	Stck	10.000	10.000
Werkstatt- und Montageplanung, Dokumentation	1	psch	10.000	10.000
Sonstiges	1	psch	72.000	72.000
Gesamt netto				**870.000**
E-MSR-Technik				
Baustelleneinrichtung	1	psch	6.000	6.000
Anpassung/Erweiterung PLS	1	psch	20.000	20.000
Verkabelung	1	psch	5.000	5.000
Modifikation bestehende NSHV	1	psch	3.000	3.000
Erdverlegte Leitungen 2x 95 mm²	120	m	100	12.000
Blitzschutz und Potentialausgleich	1	psch	3.000	3.000
Werkstatt- und Montageplanung, Dokumentation	1	psch	10.000	10.000
Allgemeine Leistungen	1	psch	6.000	6.000
Gesamt netto				**65.000**
ZUSAMMENSTELLUNG				
Bautechnik				784.000
Maschinentechnik				870.000
E-MSR				65.000
Summe netto				**1.719.000**
Baunebenkosten, 21 %, rd.				360.990
Herstellkosten netto				2.080.000
Mehrwertsteuer, 19 %, rd.				395.200
Herstellkosten brutto, rd.				**2.475.000**

Tabelle 15: Projektkostenbarwert und Jahreskosten für Variante 4: Ozonung nach der Nachklärung

Variante 4	Barwert	Jahreskosten
	€	€/a
Investitionskosten	2.475.000	207.000
zus. Kosten für		
Energie	2.709.000	195.000
Betriebsmittel	1.773.000	128.000
Schlammentsorgung	0	0
Spurenstoffanalyse	65.000	5.000
Wartung	498.000	36.000
Personal	821.000	59.000
Summe	**8.341.000**	**630.000**

Der Projektkostenbarwert für Variante 4 beträgt rd. 8,3 Mio. €. Dies entspricht jährlichen Kosten von rd. 630.000 €/a über 15 Jahre. In dieser Variante wird der gesamte Zulauf zum Klärwerk behandelt, sodass für die Ermittlung der spezifischen Kosten ein Abwasservolumen von rd. 14,9 Mio. m³/a angesetzt wird. Bezogen auf den behandelten Volumenstrom ergeben sich somit spezifische Kosten von rd. 0,042 €/m³, oder rd. 3,35 €/(EW·a) bei einer mittleren Belastung von ca. 188.000 EW.

4.5 Variante 5: Ozondosierung nach der Filtration mit Rezirkulation

Die Einbindung einer Ozonanlage zur Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake ist auch im Ablauf der Flockungsfiltration denkbar. Eine Nachbehandlung des mit Ozon behandelten Abwassers müsste dann durch die Rückführung des behandelten Volumenstroms in den Zulauf zur Flockungsfiltration erfolgen. Die Ozonung bewirkt neben der Spurenstoffelimination auch eine Desinfektion. Daher würde eine Ozonung des Abwassers indirekt auch eine Brauchwasserdesinfektion für das Klärwerk Brake bedeuten.

4.5.1 Dimensionierung

Durch die Rückführung des behandelten Volumenstroms in die Flockungsfiltration wäre diese einer erhöhten hydraulischen Belastung ausgesetzt. Die Flockungsfiltration wurde ursprünglich jedoch für einen deutlich höheren Durchfluss ausgelegt, als die derzeitige Einleiterlaubnis vorsieht. Daher wären 12 von 18 Filtereinheiten derzeit ausreichend, um die hydraulische Spitzenlast von 5.200 m³/h zu behan-

deln. Für die Rückführung des Trockenwetterzuflusses bei hydraulischer Höchstlast wären insgesamt nur 15 der 18 vorhandenen Filtereinheiten erforderlich. Hier bestehen derzeit hydraulische Reserven, die die Rückführung eines Teilstroms auch bei Mischwasserzufluss ermöglichen.

Die Dimensionierung der Ozonanlage erfolgt wie bei Variante 4 für den Trockenwetterzufluss von rd. 1.349 m³/h bei einer Kontaktzeit von 15 Minuten, unter Einbeziehung des minimalen Trockenwetterabflusses als 2h-Mittel von rd. 910 m³/h. Das erforderliche Reaktorvolumen beträgt ebenfalls wie in Variante 4 rd. 970 m³.

$$V_{Ozonreaktor} = \frac{Q_{Bem} \cdot t_{Kontakt}}{0{,}35} = \frac{1.349 \cdot \frac{15}{60}}{0{,}35} = 964\ m^3 \quad \text{(Gl. 5)}$$

Die DOC-Belastung im Ablauf der Flockungsfiltration liegt unter der im Ablauf der Nachklärung. Daher verringert sich die erforderliche Ozondosis und dadurch die Ozonproduktionskapazität.

$$C_{O3} = z_{DOC} \cdot C_{DOC} + z_{NO2-N} \cdot C_{NO2-N} = 0{,}7 \cdot 11 + 3{,}43 \cdot 0{,}05 = 7{,}5\ \frac{mgO_3}{l} \quad \text{(Gl. 6)}$$

Die erforderliche Ozonproduktionskapazität liegt für den minimalen Zufluss bei rd. 6.800 gO_3/h und für den Trockenwetterfall bei rd. 10.000 gO_3/h.

$$B_{O3,max} = Q_{Bem} \cdot C_{O3} = 1.349 \cdot 7{,}5 = rd.\ 10.000\ \frac{gO_3}{h} \quad \text{(Gl. 7)}$$

$$B_{O3,min} = Q_{T,2h,min} \cdot C_{O3} = 910 \cdot 7{,}5 = rd.\ 6.800\ \frac{gO_3}{h} \quad \text{(Gl. 8)}$$

4.5.2 Einbindung in das Klärwerk Brake

Die elektrotechnische Einbindung einer Ozonanalage kann, wie in Variante 4 erläutert, über die Trafostation in der Flockungsfiltration erfolgen.

Für diese Verfahrensvariante kommen, ebenso wie für Variante 4, grundsätzlich das alte RÜB (3 x 1.455 m³), das ungenutzte Bio-P-Becken (3 x 1.676 m³) und bis zu drei Einheiten der Flockungsfiltration (jeweils 189 m³) als Ozonreaktor in Frage. Auch die möglichen Standorte für den Ozongenerator und den Flüssigsauerstofftank sind mit den in Variante 4 beschriebenen möglichen Standorten identisch. Grundsätzlich gelten auch die gleichen Bedingungen für die einzelnen Um-

nutzungsmöglichkeiten der vorhandenen Bausubstanz. Durch die verfahrenstechnische Einbindung nach der Flockungsfiltration würde sich jedoch die Rohrleitungsführung im Vergleich zur Variante 4 ändern.

Würden die drei nicht benötigten Filtereinheiten der vorhandenen Flockungsfiltration, zur Ozonbehandlung des Trockenwetterzuflusses umgerüstet werden, so ergäbe sich ein Gesamtvolumen von rd. 566 m³. Die Kontaktzeit würde somit rd. 9 Minuten betragen. Durch die verfahrenstechnische Einbindung der Ozonanlage als Teilstrombehandlung im Ablauf der Flockungsfiltration (Heben des Trockenwetterabflusses aus dem Spülwasserspeicher in die Zuläufe der drei Ozonreaktoren mittels Pumpen) wäre eine erneute Hebung des behandelten Volumenstroms auf das Niveau des Zulaufs der Flockungsfiltration erforderlich. Dies könnte über das bestehende Hebewerk der Flockungsfitration geschehen. Die zusätzlich zu hebende Wassermenge erzeugt entsprechend erhöhte Energiekosten für den Betrieb der Pumpen.

Da das alte RÜB zu flach und die verfahrenstechnische Einbindung eines ehemaligen Bio-P-Beckens im Ablauf der Flockungsfiltration aus Platzgründen kaum realisierbar ist, wird als Ozonreaktor im Ablauf der Filtration die Umnutzung von drei Filterkammern präferiert. Als Standort für den Ozonreaktor bietet sich hierfür die Grünfläche neben dem Zulaufhebewerk zur Flockungsfiltration an. Abbildung 17 stellt die beschriebenen Möglichkeiten zur Umsetzung einer Ozonanlage im Ablauf der Filtration mit Rückführung des ozonierten Volumenstroms in die Flockungsfiltration schematisch dar. Dabei ist die bevorzugte Umsetzungsmöglichkeit erneut in kräftigem rot eingefärbt, während die anderen Möglichkeiten heller dargestellt sind.

Abbildung 17: Möglichkeiten zur Umsetzung der Variante 5 auf dem Klärwerk Brake (Vorzugslösung kräftig eingefärbt)

4.5.3 Kostenaufstellung

Die Kosten für die Umsetzung und den Betrieb der beschriebenen Variante 5 (Ozonung nach der Nachklärung) zur Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake wurden ebenfalls auf der Grundlage von vergleichbaren aktuellen Angebotspreisen, vorliegenden Preisanfragen bei Herstellern/Lieferanten oder Werten aus der aktuellen Fachliteratur aufgestellt.

Bei der Ermittlung der Herstellungskosten wurde Folgendes mit berücksichtigt:

- Umbau von drei Filterkammern: Leitwände und Beckenabdeckung

- Einbau einer Trennwand in der vorhandenen Schlammkammer (Umnutzung als Ablauf Ozonreaktor)
- Installation einer erdverlegten Rohleitung DN 1400 zur Rückführung des behandelten Volumenstroms in den Zulauf zur Flockungsfiltration
- Errichtung eines Fundamentes für die Ozonerzeugung (Container) und den Flüssigsauerstofftank
- Ozongenerator einschl. Dosiervorrichtung als „Containerlösung“
- Installation einer erdverlegten Dosierleitung von den Injektor-Pumpen zum Ozonreaktor
- Einbindung der Ozonreaktoren in den Ablauf der Flockungsfiltration durch Installation von drei Pumpen mit Rohrleitungsverbindungen DN 500
- Anschluss der Ozonerzeugung an die bestehende NSHV in der Flockungsfiltration
- Anpassung bzw. Erweiterung des PLS

Bei den Betriebskosten wurden auch hier die anfallenden Kosten für Energie, Betriebsmittel, Schlammentsorgung, Spurenstoffanalyse, Wartung und Personal mit berücksichtigt.

Für die Ermittlung des Projektkostenbarwertes und der Jahreskosten wurden ein Zinssatz von 3,0 % und eine Kostensteigerung von 2,0 % berücksichtigt. Aufgrund der neuen Techniken, den relativ geringen Betriebserfahrungen für großtechnische Anlagen zur Spurenstoffelimination aus dem Abwasser und der derzeit ungeklärten Gesetzeslage wird ein Abschreibungszeitraum von lediglich 15 Jahren gewählt. Als Preis für die benötigte Energie wird der Strompreis aus dem Jahr 2014 von 0,15 €/kWh angesetzt.

In Tabelle 16 sind die Herstellungskosten für eine Ozonung nach der Flockungsfiltration mit Rückführung des behandelten Volumenstroms dargestellt, Tabelle 17 fasst die zugehörigen Barwerte und Jahreskosten zusammen.

Tabelle 16: Zusammenstellung der Herstellungskosten für Variante 5: Ozonung nach der Flockungsfiltration mit Rückführung

Herstellungskosten "Variante 5"	Menge		Kosten [€]	
	Anzahl	Einheit	EP	GP
Bautechnik				
Baustelleneinrichtung	1	psch	31.000	31.000
Wandbeton inkl. Bewehrung	140	m³	800	112.000
Deckenbeton inkl. Bewehrung	30	m³	600	18.000
Sohlbeton inkl. Bewehrung	30	m³	400	12.000
Erdarbeiten	390	m³	30	11.700
Straßen und Wege	240	m²	120	28.800
Frostschutz Fundament Container & O_2-Tank	1	psch	3.600	3.600
Rohrleitung DN 1400	70	m	1.000	70.000
90°-Bogen DN 1400	2	Stck	2.500	5.000
Rohrleitung DN 80, Edelstahl	50	m	120	6.000
Wasserhaltung	1	psch	5.000	5.000
Sonstiges	1	psch	28.000	28.000
Gesamt netto				**331.100**
Maschinentechnik				
Baustelleneinrichtung	1	psch	90.000	90.000
Ozonanlage inkl. Dosiervorrichtung (Container)	1	Stck	650.000	650.000
Transportkosten Container	1	psch	40.000	40.000
Pumpe Q=600m³/h, h=8m inkl. Anschlüsse	3	Stck	22.000	66.000
Durchflussmengenmessung Ultraschall	3	Stck	6.000	18.000
Rohrleitung DN 500	25	m	500	12.500
Formstücke	6	Stck	600	3.600
Kernbohrung DN 700 inkl. Ringraumdichtung	6	Stck	1.500	9.000
Werkstatt- und Montageplanung, Dokumentation	1	psch	10.000	10.000
Sonstiges	1	psch	81.000	81.000
Gesamt netto				**980.100**
E-MSR-Technik				
Baustelleneinrichtung	1	psch	5.000	5.000
Anpassung/Erweiterung PLS	1	psch	20.000	20.000
Verkabelung	1	psch	5.000	5.000
Modifikation bestehende NSHV	1	psch	3.000	3.000
Erdverlegte Leitungen 2x 95 mm²	20	m	100	2.000
Blitzschutz und Potentialausgleich	1	psch	1.500	1.500
Werkstatt- und Montageplanung, Dokumentation	1	psch	10.000	10.000
Allgemeine Leistungen	1	psch	5.000	5.000
Gesamt netto				**51.500**
ZUSAMMENSTELLUNG				
Bautechnik				331.100
Maschinentechnik				980.100
E-MSR				51.500
Summe netto				**1.362.700**
Baunebenkosten, 21 %, rd.				286.167
Herstellkosten netto				1.649.000
Mehrwertsteuer, 19 %, rd.				313.310
Herstellkosten brutto, rd.				**1.962.000**

Tabelle 17: Projektkostenbarwert und Jahreskosten für Variante 5: Ozonung nach der Flockungsfiltration mit Rückführung

Variante 5	Barwert	Jahreskosten
	€	€/a
Investitionskosten	1.962.000	164.000
zus. Kosten für		
Energie	4.513.000	325.000
Betriebsmittel	1.773.000	128.000
Schlammentsorgung	0	0
Spurenstoffanalyse	65.000	5.000
Wartung	476.000	34.000
Personal	821.000	59.000
Summe	**9.610.000**	**715.000**

Der Projektkostenbarwert für Variante 5 beträgt rd. 9,6 Mio. €. Dies entspricht jährlichen Kosten von rd. 715.000 €/a über 15 Jahre. In dieser Variante wird nur der Trockenwetterabfluss behandelt, sodass für die Ermittlung der spezifischen Kosten ein Abwasservolumen von rd. 6,2 Mio. m³/a angesetzt wird. Bezogen auf den behandelten Volumenstrom ergeben sich somit spezifische Kosten von rd. 0,115 €/m³, oder rd. 3,80 €/(EW·a) bei einer mittleren Belastung von ca. 188.000 EW.

5. Variantenvergleich

5.1 Bewertungskriterien

Bei der Bewertung der vorgestellten Verfahrensvarianten zur Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe (Spurenstoffeliminationsstufe) auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake kommt eine Reihe von Kriterien zum Tragen. Dazu zählen nicht nur ökonomische Gesichtspunkte, sondern auch Aspekte der Ökologie, des Ressourcenverbrauchs, des Arbeitsaufwandes und der Arbeitssicherheit. Die Auswahl der Kriterien für die Bewertung der einzelnen Verfahrensvarianten wurde auf der Grundlage des RiS-KWa-Leitfadens „Begriffe und Definitionen zu ausgewählten Technologien zur Elimination von Spurenstoffen und Krankheitserregern aus Abwasser“ getroffen. Diese Publikation befindet sich derzeit in der Vorbereitung zur Veröffentlichung [28]. Zusätzlich wurden weitere Kriterien hinzugefügt, um den Aspekt der Arbeitssicherheit zu berücksichtigen. Jeder Hauptpunkt ist in Unterpunkte unterteilt, denen eine Gewichtung zugeordnet wurde. Die Unterpunkte sind ihrerseits in unterschiedliche Kriterien untergliedert. Die Gewichtung der Unterpunkte ergibt sich aus der Summe der Gewichtungen der einzelnen Kriterien. Analog dazu ergibt die Summe der Gewichtungen der Unterpunkte die jeweilige Gewichtung der Hauptpunkte. Die Gewichtungen verteilen sich wie folgt:

1. Bewertungskriterien zur Ökonomie: 50 %
2. Bewertungskriterien zur Ökologie: 40 %
3. Bewertungskriterien zur Arbeitssicherheit: 10 %

Tabelle 18 zeigt die gewählten Bewertungskriterien und ihre detaillierte Gewichtung. Es wurden weitgehend die empfohlenen Bewertungskriterien aus dem RiS-KWa-Leitfaden übernommen. Einzelne Kriterien wurden auf den Einzelfall bezogen angepasst und es wurde ein sechster Hauptpunkt hinzugefügt.

Tabelle 18: Liste der gewählten Bewertungskriterien und Gewichtungen

1. Bewertungskriterien zur Ökonomie	**50,00%**
1.1 Monetäre Kriterien	30,00%
Investitionskosten	2,00%
Betriebskosten (Strom, Personal, Wartung, etc.)	5,00%
Jahreskosten	2,00%
Projektkostenbarwert	13,00%
Nutzungsdauer der Systemkomponenten	2,00%
Gesamtkostenveränderungen (Abwasserabgabefreiheit)	1,00%
Kostensicherheit	5,00%
1.2 Aufwand - Betrieb - Technik	10,00%
Baut. Aufwand (Neubau/Nutzung vorhandener Kapazitäten)	3,00%
Personeller Einsatz, Wartung und Instandhaltung	2,50%
Aufwand für Steuerung/Regelung, Monitoring/Überwachung	2,00%
Betriebssicherheit, Redundanzen	2,50%
1.3 Arbeitstechnische Aspekte	10,00%
Bedienungskomfort	1,50%
Eigenverantwortung	1,50%
Systemumstellung	1,50%
Planungssicherheit, Referenzen	2,00%
Technischer Entwicklungsstand/Forschungsbedarf	3,50%
2. Bewertungskriterien zur Ökologie	**40,00%**
2.1 Elimination - Emission	20,00%
Elimination von Mikroverunreinigungen	5,50%
Elimination von Krankheitserregern - Desinfektion	3,50%
Reststoffanfall - Entsorgung	5,00%
Auswirkung auf die Luftemissionen	1,00%
Auswirkung auf die Gewässer - Transformationsprodukte	1,00%
Auswirkung auf Flora und Fauna - Toxikologie	1,00%
Auswirkung auf die Landschaft (Veränderung)	0,50%
Belastungsdauer (kontinuierlich, diskontinuierlich, temporär)	0,50%
CO2-Belastung inkl. Primärbeslastung	2,00%
2.2 Ressourcenverbrauch	20,00%
Energiebedarf	6,00%
Erf. Grundfläche und Baumaterial für die technischen Anlagen	2,00%
Roh- und Trinkwasserbedarf für die technischen Anlagen	1,00%
Betriebsmittelbedarf für die Reinigungsstufe (z.B. FM/FHM)	5,00%
Ressourcenverbr. Betriebsmittelherst. (PAK/GAK/LOX)	6,00%
3. Bewertungskriterien zur Arbeitssicherheit	**10,00%**
Explosionsgefahr	3,00%
Brandgefahr	3,00%
Vergiftungsgefahr	3,00%
Verbrennungsgefahr	0,50%
Stromschlaggefahr	0,50%

Eine Reihe der gewählten Kriterien kann durch errechnete Zahlenwerte (z.B. Kosten, Energieverbräuche, Betriebsmittelverbräuche) ausgedrückt und entsprechend bewertet werden. Die Variante, die das Kriterium am Besten erfüllt, erhält die gesamte dem Kriterium zugeschriebene prozentuale Gewichtung. Die Variante mit der schlechtesten Kriterienerfüllung erhält 0 %. Die übrigen Varianten erhalten entsprechend ihrer Rangfolge und ihrem Abstand zum Optimum Anteile an der prozentualen Gewichtung des Kriteriums. Das Kriterium, das die höchste prozentuale Gewichtung erreicht, ist die vorzuziehende Variante. Für die Kriterien, die nicht in Zahlenwerten ausgedrückt werden können, wird ein Fünf-Punkte-System zur Bewertung gewählt. Dabei bedeutet 1 Punkt eine sehr gute Erfüllung des Kriteriums und 5 Punkte eine schlechte Erfüllung. Die Bewertung erfolgt für diese Kriterien ebenso wie für die Kriterien mit errechnetem Zahlenwert.

5.2 Vergleich der Verfahrensvarianten und Vorzugsvariante

Vergleicht man die vorgestellten Verfahrensvarianten vor einem rein monetären Hintergrund (Projektkostenbarwert bzw. Jahreskosten), ergibt sich das in Tabelle 19 dargestellte Bild. Variante 4 (Ozonung nach der Nachklärung) steht damit auf Platz 1, dicht gefolgt von der rd. 7,6 % teureren Variante 3 (GAK-Filtration). Selbst mit einer Änderung der Vorschriften zur Klärschlammentsorgung, durch die rd. 7,7 Mio. € nicht mehr den PAK-Varianten (Varianten 1 und 2) angerechnet werden könnten, würde sich an der Rangfolge der Verfahrensvarianten nach monetärer Betrachtung nichts ändern.

Tabelle 19: Kostenvergleich der Verfahrensvarianten zur Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake

	Variante 1: PAK	Variante 2: PAK in FF	Variante 3: GAK	Variante 4: Ozon	Variante 5: Ozon/Rückf.
Herstellungskosten (brutto), davon	1.076.000 €	600.000 €	626.000 €	2.475.000 €	1.962.000 €
Bautechnik (netto)	363.000 €	16.300 €	392.000 €	784.000 €	331.100 €
Maschinentechnik (netto)	335.000 €	351.000 €	0 €	870.000 €	980.100 €
E-MSR-Technik (netto)	49.000 €	49.000 €	43.000 €	65.000 €	51.500 €
Betriebskosten, davon	19.232.000 €	19.232.000 €	8.351.000 €	5.866.000 €	7.648.000 €
Energie	57.000 €	57.000 €	0 €	2.709.000 €	4.513.000 €
Betriebsmittel	9.702.000 €	9.702.000 €	8.204.000 €	1.773.000 €	1.773.000 €
Schlammentsorgung	8.953.000 €	8.953.000 €	0 €	0 €	0 €
Spurenstoffanalyse	65.000 €	65.000 €	65.000 €	65.000 €	65.000 €
Wartung	250.000 €	250.000 €	0 €	498.000 €	476.000 €
Personal	205.000 €	205.000 €	82.000 €	821.000 €	821.000 €
Projektkostenbarwert [€]	**20.308.000**	**19.832.000**	**8.977.000**	**8.341.000**	**9.610.000**
Jahreskosten [€/a]	**1.476.000**	**1.436.000**	**654.000**	**630.000**	**715.000**
spez. Kosten [€/m³]	0,099	0,096	0,044	0,042	0,115
spez. Kosten [€/(EW·a)]	7,85	7,64	3,48	3,35	3,80
Rangfolge nach PKBW	**5**	**4**	**2**	**1**	**3**

Werden nicht-monetäre Kriterien wie z.B. Ökologie, Ressourcenverbrauch, Kostenrisiken, Arbeitsaufwand und Arbeitssicherheit in den Variantenvergleich mit einbezogen, so ergibt sich das in Tabelle 20 zusammengefasste Ergebnis. Die detaillierte Bewertungsmatrix ist in Anhang 1 beigefügt.

Tabelle 20: Zusammenfassung der Bewertungsmatrix für die Verfahrensvarianten zur Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake

Zusammenfassung Bewertungsmatrix	Gewichtung	Variante 1: PAK	Variante 2: PAK in FF	Variante 3: GAK	Variante 4: Ozon	Variante 5: Ozon/Rückf.
1. Bewertungskriterien zur Ökonomie	**50,00%**	**17,28%**	**16,90%**	**36,58%**	**35,08%**	**30,33%**
1.1 Monetäre Kriterien	30,00%	8,78%	9,90%	22,92%	28,00%	26,33%
1.2 Aufwand - Betrieb - Technik	10,00%	2,25%	3,75%	10,00%	0,00%	2,50%
1.3 Arbeitstechnische Aspekte	10,00%	6,25%	3,25%	3,67%	7,08%	1,50%
2. Bewertungskriterien zur Ökologie	**40,00%**	**15,42%**	**16,42%**	**23,34%**	**26,40%**	**23,54%**
2.1 Elimination - Emission	20,00%	3,50%	3,50%	6,95%	17,00%	16,54%
2.2 Ressourcenverbrauch	20,00%	11,92%	12,92%	16,39%	9,40%	7,00%
3. Bewertungskriterien zur Arbeitssicherheit	**10,00%**	**4,00%**	**4,00%**	**10,00%**	**1,50%**	**1,50%**
Summe gewichteter Anteile	**100,00%**	**36,70%**	**37,32%**	**69,92%**	**62,98%**	**55,37%**
Rangfolge		**5**	**4**	**1**	**2**	**3**

Besonders in Bezug auf den Unterpunkt 1.2 (Bewertungskriterien hinsichtlich Aufwand – Technik – Betrieb) haben der Umfang der jeweiligen bautechnischen Maßnahme, die Anzahl der Antriebe und Messungen sowie die Risiken im Fall eines Spurenstoff- oder Betriebsmitteldurchbruches einen entscheidenden Ein-

fluss auf ihre Bewertung. Der bautechnische Aufwand ist für die Varianten am größten, für die ein separater Kontaktreaktor hergestellt werden muss. Das betrifft eine PAK-Variante und beide Ozon-Varianten. Darüber hinaus erfordern die Ozonvarianten die größte Anzahl an Antrieben und Messungen, was den größten personellen Aufwand für Wartung und Instandhaltung bedeutet. Für die GAK-Filtration ist dagegen keine zusätzliche Maschinen- oder Messtechnik erforderlich. Bei allen drei Varianten ist die Elimination der Spurenstoffe zu überwachen. Dies geschieht im Rahmen eines Monitorings, bei dem mindestens zweimal im Jahr an sieben aufeinanderfolgenden Werktagen 24 h-Mischproben analysiert werden. Beim Einsatz von PAK oder Ozon besteht zusätzlich die Gefahr, dass die eingesetzten Betriebsmittel nicht vollständig abgeschieden bzw. umgesetzt werden und ins Gewässer gelangen. Dieses Risiko besteht bei der GAK-Filtration nicht. Für Ozon besteht darüber hinaus das Risiko der Bildung von toxischen Reaktionsprodukten, die im Falle von unzureichender Nachreinigung ins Gewässer gelangen können. Dieses Risiko besteht für die Aktivkohlevarianten nicht.

Die Bewertung der unterschiedlichen Kriterien über Gewichtungen führt dazu, dass die Variante 3 (GAK-Filtration) allen anderen Varianten zur Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Brake vorzuziehen ist. Durch die bereits vorhandene Flockungsfiltration ist der bautechnische Aufwand relativ gering, und da keine zusätzliche Maschinentechnik erforderlich wird, sind sowohl der betriebstechnische Aufwand wie auch die zusätzlichen Gefahrenquellen minimal. Mit Blick auf die derzeit unsichere Gesetzeslage bestehen aufgrund des geringen bautechnischen Aufwandes für die GAK-Filtration die geringsten Risiken.

Daher wäre für den Fall einer Erweiterung des Klärwerks Brake um eine 4. Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination die Umrüstung von 10 Filterkammern zu GAK-Filtern allen anderen Verfahrensvarianten vorzuziehen.

5.3 Sensitivitätsanalyse

Die errechneten Kosten für Betriebsmittel und Energie sind abhängig von dem aktuellen Betriebsmittelverbrauch und den jeweiligen Preisen. Für den Betriebsmittelverbrauch wurden entsprechend der Fachliteratur Annahmen getroffen. Die Kosten für die Betriebsmittel entstammen zum größten Teil ebenfalls der Fachliteratur. Der für die Berechnung gewählte Strompreis entspricht dem tatsächlichen Strompreis des Klärwerks Brake aus dem Jahr 2014. Um die Auswirkungen von

abweichenden Mengen oder Preisen auf die Wirtschaftlichkeit der einzelnen Varianten abschätzen zu können, wurden für den Betriebsmittelverbrauch, die Betriebsmittelpreise und den Strompreis Sensitivitätsanalysen durchgeführt.

Für den Betriebsmitteleinsatz wurde eine PAK-Dosis zwischen 10 g/m³ und 20 g/m³ betrachtet. Die Bemessung erfolgte mit 10 gPAK/m³. Für die GAK-Filtration wurden 10.000 BV für die Bemessung angenommen. Die Sensitivitätsanalyse erfolgt für 3.000 BV bis 30.000 BV. Der Ozonverbrauch wird für die Sensitivitätsanalyse zwischen 5,4 gO_3/m^3 und 19,8 gO_3/m^3 (entsprechend 20 bis 75 mgCSB/l im Zulauf zum Ozonreaktor) variiert. Die Bemessung erfolgt für 9,7 gO_3/m^3 entsprechend 36 mgCSB/l.

Bezüglich des Betriebsmitteleinsatzes zeigt sich, dass die Vorzugsvariante (Variante 3: GAK-Filtration) am sensibelsten auf Abweichungen von den getroffenen Annahmen reagiert (siehe Abbildung 18). Die Jahreskosten für die GAK-Filtration können je nach durchgesetzten Bettvolumina bis zu 1,8 Mio. €/a variieren (etwa von - 60 % bis + 210 %). Für die PAK-Varianten 1 und 2 beträgt die Kostendifferenz rd. 697.000 €/a (etwa von ± 0 % bis + 50 %) und für die Ozon-Varianten 4 und 5 rd. 468.000 €/a (etwa von - 20 % bis + 50 %). Anhand der vorliegenden Erfahrungen aus früheren und aktuell laufenden großtechnischen Versuchen zur GAK-Filtration besteht jedoch Grund zu der Annahme, dass mit einer gut funktionierenden Nachklärung die Annahme von 10.000 BV mindestens realistisch, wenn nicht sogar als pessimistisch einzuordnen ist.

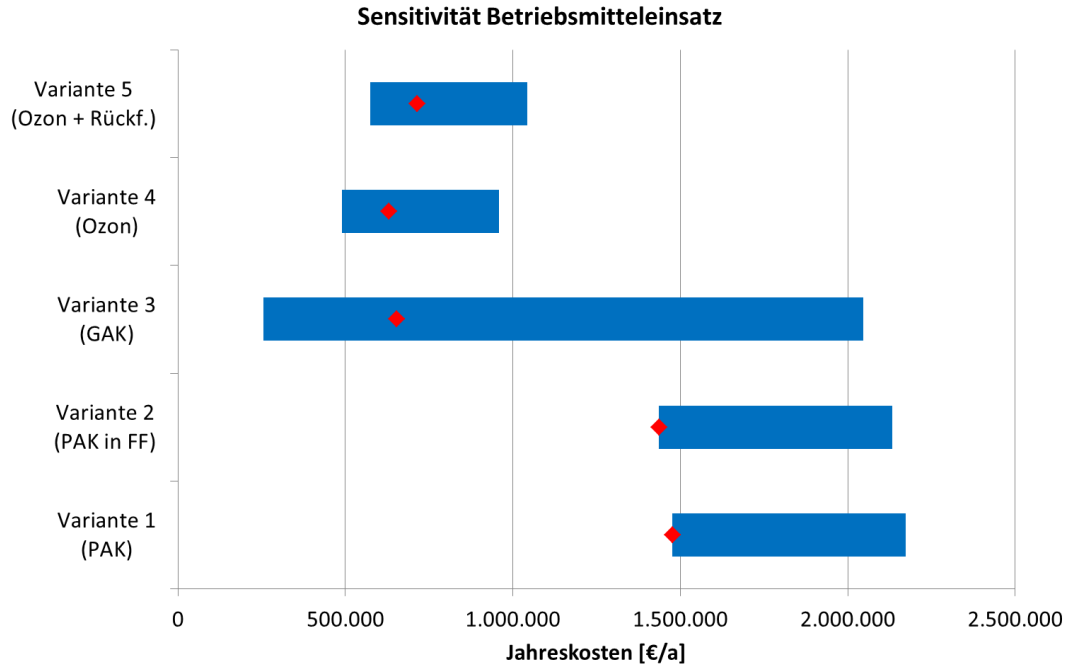

Abbildung 18: Sensitivität Betriebsmitteleinsatz Klärwerk Bielefeld-Brake (Jahreskostenbereich der jeweiligen Variante als blauer Balken, die Auslegung als rote Raute)

Bezüglich der Bezugspreise für die Betriebsmittel reagieren die Aktivkohle-Varianten (Varianten 1, 2 und 3) deutlich sensibler als die Ozonvarianten (Varianten 4 und 5). Bei einer Änderung der jeweiligen Betriebsmittelpreise um ± 10 % resultieren die Änderungen der Jahreskosten für die einzelnen Varianten wie in Abbildung 19 dargestellt. Die mögliche Änderung der Jahreskosten beträgt für die PAK-Varianten 1 und 2 rd. 137.000 €/a (etwa ± 5 %), für die GAK-Variante 3 rd. 115.000 €/a (etwa ± 9 %) und für die Ozon-Varianten 4 und 5 rd. 24.000 €/a (etwa ± 2 %). Damit ist die Sensibilität bezüglich der Betriebsmittelpreise insgesamt relativ gering, verglichen mit der Sensibilität bezüglich des Betriebsmitteleinsatzes.

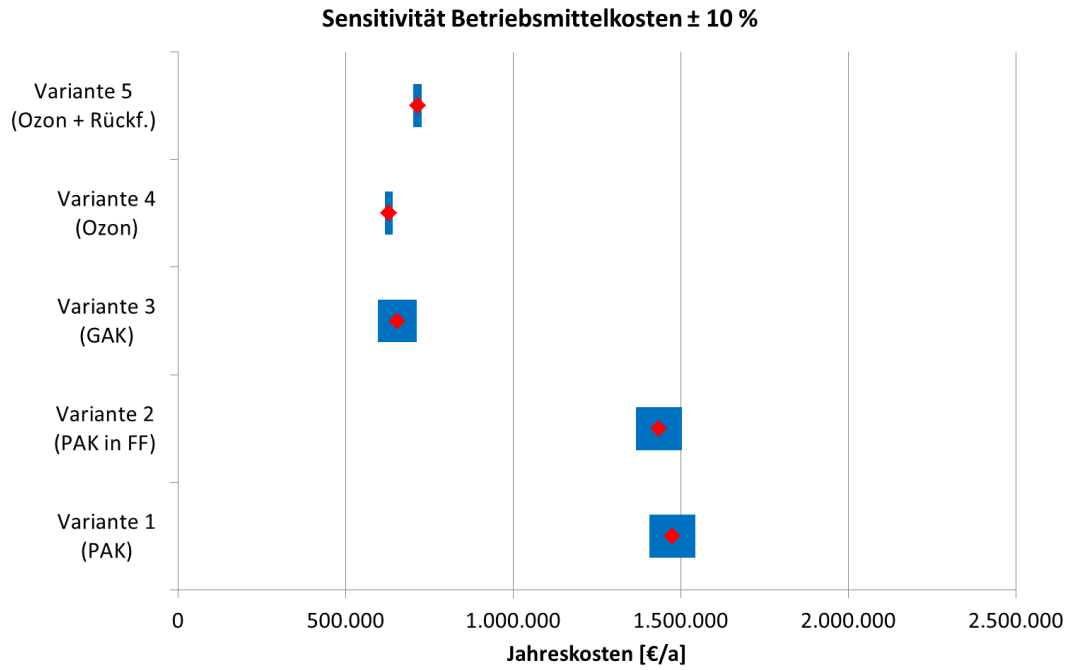

Abbildung 19: Sensitivität Betriebsmittelkosten ± 10 % Klärwerk Bielefeld-Brake (Jahreskostenbereich der jeweiligen Variante als blauer Balken, die Auslegung als rote Raute)

Auf Änderungen des Strompreises um ± 10 % reagieren erwartungsgemäß die energieintensiven Ozonvarianten (Varianten 4 und 5) sensibler, als die Aktivkohle-Varianten (Varianten 1, 2 und 3). Da die Vorzugsvariante der GAK-Filtration keine zusätzliche Energie auf dem Klärwerk verbraucht, verändern sich die Jahreskosten für Variante 3 nicht in Abhängigkeit des Strompreises. Die PAK-Varianten 1 und 2 verbrauchen für PAK-Dosierung und -Eintragung ins Kontaktbecken nur minimale Mengen an zusätzlicher Energie auf dem Klärwerk, sodass eine Strompreisänderung lediglich eine Änderung der Jahreskosten um rd. 1.000 €/a (kleiner 1 %) bewirken würde. Die Ozon-Varianten 4 und 5 dagegen benötigen viel Energie für die Ozongeneration und die entsprechende Sicherheitstechnik. Variante 5 benötigt zusätzlich Energie, um den Trockenwetterabfluss ein weiteres Mal auf das Niveau der Flockungsfiltration zu heben. Eine Strompreisänderung bewirkt hier eine Kostenänderung von rd. 39.000 €/a (etwa ± 3 %) für Variante 4 und rd. 65.000 €/a (etwa ± 5 %) für Variante 5.

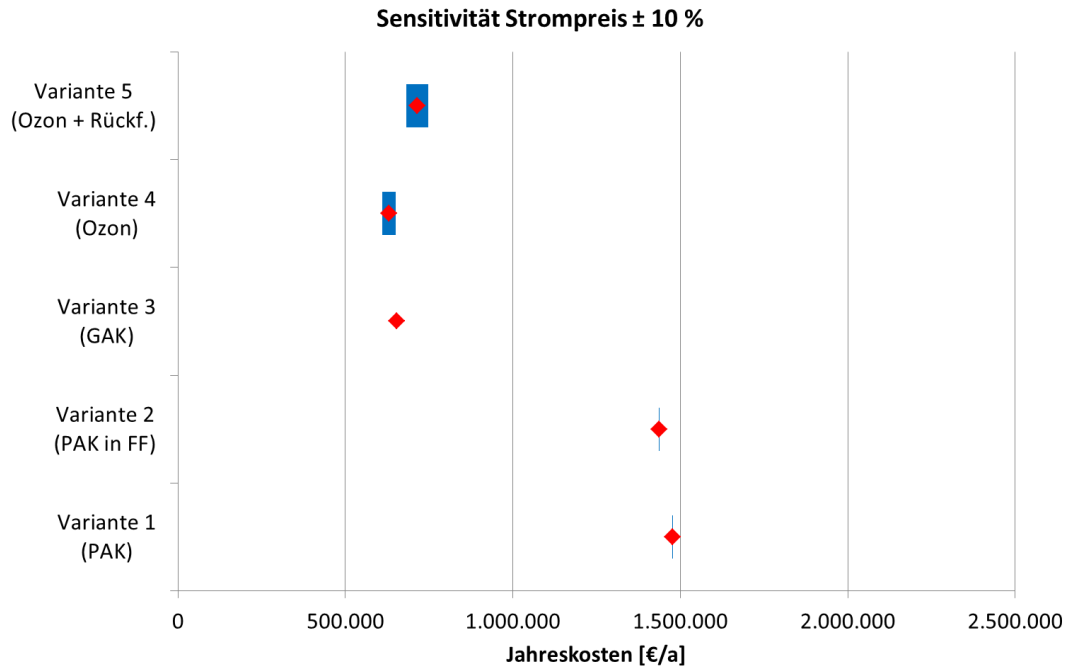

Abbildung 20: Sensitivität Strompreis ± 10 % Klärwerk Bielefeld-Brake (Jahreskostenbereich der jeweiligen Variante als blauer Balken, die Auslegung als rote Raute)

Mit Tabelle 21 werden die Ergebnisse der Sensibilitätsanalyse zusammengefasst. Ähnlich wie in der Bewertungsmatrix beim Variantenvergleich wurde ein Punktesystem zur Bewertung genutzt. Ein Punkt steht für keine bis kaum Sensibilität und fünf Punkte stehen für eine sehr starke Sensibilität. Die Gewichtungen für die drei unterschiedlichen Sensitivitätsanalysen sind angegeben. Die gewichtete Bewertung zeigt auf, dass Variante 3 (GAK-Filtration) insgesamt sensibler auf Abweichungen von den getroffenen Annahmen und errechneten Werten reagiert als die anderen vier Varianten. Dies liegt in der großen Sensibilität gegenüber dem Betriebsmitteleinsatz begründet.

Tabelle 21: Zusammenfassung Sensibilitätsanalyse

	Betriebsmittel-einsatz		Betriebsmittel-kosten		Strompreis		Bewertung
Gewichtung	60,00%		25,00%		15,00%		
Variante 1 (PAK)	stark sensibel	4	mäßig sensibel	3	kaum sensibel	1	**3,3**
Variante 2 (PAK in FF)	stark sensibel	4	mäßig sensibel	3	kaum sensibel	1	**3,3**
Variante 3 (GAK)	sehr strak sensibel	5	mäßig sensibel	3	nicht sensibel	1	**3,9**
Variante 4 (Ozon)	stark sensibel	4	wenig sensibel	2	wenig sensibel	2	**3,2**
Variante 5 (Ozon + Rückf.)	stark sensibel	4	wenig sensibel	2	wenig sensibel	2	**3,2**

Wie zuvor beschrieben weisen die aktuellen großtechnischen Versuche darauf hin, dass stoffspezifisch 10.000 BV durchaus realistisch sind und mit gut funktionierenden Nachklärbecken auch deutlich mehr BV stoffspezifisch erreicht werden können. Die Varianten 3 ist für die getroffenen Annahmen zur Bemessung nur geringfügig teurer als die Variante 4. Da alle Varianten die größte Sensibilität in Bezug auf den Betriebsmitteleinsatz aufweisen, werden die Jahreskosten der Varianten 3 und 4 in Abhängigkeit von ihrem jeweiligen Betriebsmitteleinsatz dargestellt (Abbildung 21). Dabei zeigt sich, dass für nur geringfügig abweichende Annahmen (0,9 gO_3/m^3 höherer Ozonbedarf, entsprechend 4 mg/l mehr CSB im Zulauf zum Ozonreaktor, oder 500 BV mehr Durchsatzleistung, entsprechend knapp 2 Wochen längere Standzeit der GAK-Filter) die Jahreskosten für Variante 3 unter die Jahreskosten für Variante 4 sinken würden.

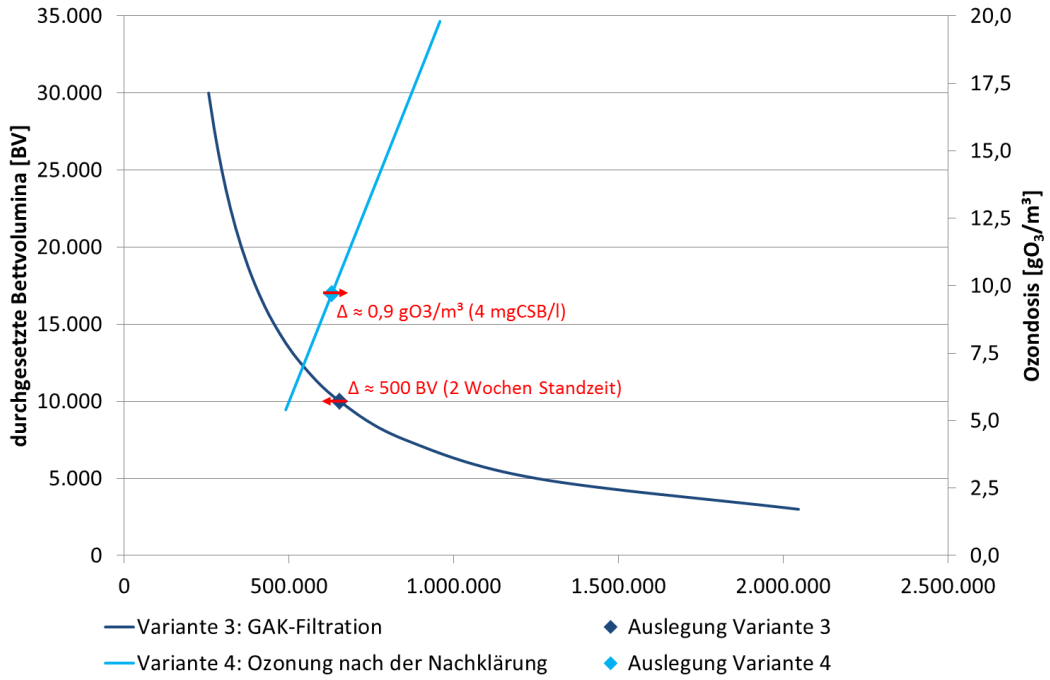

Abbildung 21: Kostenvergleich Variante 3 (GAK) und 4 (Ozon) für Änderungen beim Betriebsmitteleinsatz

Die Vorzugsvariante (Variante 3: GAK-Filtration) reagiert insgesamt etwas sensibler auf Änderungen der getroffenen Annahmen, als die anderen vier Varianten. Jedoch sind der bautechnische Aufwand und dadurch die Risiken bezüglich der derzeit unsicheren Gesetzeslage minimal. Außerdem lassen die aktuellen Betriebserfahrungen großtechnischer Versuchsanlagen (Bad Oeynhausen & Buchenhofen) eher eine positive Kostenentwicklung bezüglich des Betriebsmitteleinsatzes vermuten. Daher bleibt Variante 3 (GAK-Filtration) nach Ansicht der Verfasser die Vorzugsvariante für die Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake.

6. Zusammenfassung

Die PFI Planungsgemeinschaft wurde mit der Erstellung einer Studie zur Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake beauftragt. Dabei wurden die vorhandenen Daten zur IST-Situation des Klärwerks und des Vorfluters Aa ausgewertet und fünf Verfahrensvarianten zur Spurenstoffelimination für das Klärwerk Brake entwickelt und verglichen.

Sowohl im Ablauf des Klärwerks wie auch im Vorfluter Aa sind einzelne Substanzen, die erfahrungsgemäß hauptsächlich über Kläranlageneinleitungen oder Mischwasserentlastungen in die Gewässer eingetragen werden, in quantifizierbaren Konzentrationen vorhanden. Einzelne dieser Spurenstoffkonzentrationen im Gewässer überschreiten den allgemeinen Vorsorgewert von 0,1 µg/l. Für den Klärwerksablauf wurde vor dem Hintergrund einer Vorbelastung des Vorfluters mit Abwasser durch das Klärwerk Heepen und einer maximal erwünschten Gewässerkonzentration von 0,1 µg/l ein theoretischer Grenzwert ermittelt. Von den im Klärwerksablauf analysierten Spurenstoffen überschreiten insgesamt 15 Stoffkonzentrationen diesen theoretischen Wert. Vier dieser Spurenstoffe gehören allerdings zu der Gruppe der Diagnostika, die wirtschaftlich vertretbar nur relativ schwer aus dem Abwasser eliminiert werden können. Da es für die Errichtung oder den Betrieb von Anlagen zur Spurenstoffelimination derzeit keine verbindliche rechtliche Grundlage gibt, ist eine Entscheidung für den Bau einer 4. Reinigungsstufe im Wesentlichen mit einem vorsorgenden Gewässerschutz zu begründen.

Für den Fall einer Entscheidung zum Bau einer 4. Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Brake konnte eine Vorzugsvariante und eine Empfehlung hieraus getätigt werden. Bei rein monetärer Betrachtung steht die Variante 4 (Ozondosierung nach der Nachklärung) mit einem Projektkostenbarwert von rd. 8,3 Mio. € an erster Stelle, gefolgt von Variante 3 (GAK-Filtration) mit einem PKBW von rd. 9,0 Mio. €. Werden jedoch auch nicht-monetäre Aspekte der Ökologie, des Ressourcenverbrauchs, des Arbeitsaufwandes oder der Arbeitssicherheit mit einbezogen, so liegt Variante 3 (GAK-Filtration) mit rd. 69,92 % Kriterienerfüllung vor Variante 4 (Ozondosierung nach der Nachklärung) mit rd. 62,98 %.

Tabelle 22: Zusammenfassung der Bewertungsmatrix für die Verfahrensvarianten zur Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Bielefeld-Brake

Zusammenfassung Bewertungsmatrix	Gewichtung	Variante 1: PAK	Variante 2: PAK in FF	Variante 3: GAK	Variante 4: Ozon	Variante 5: Ozon/Rückf.
1. Bewertungskriterien zur Ökonomie	**50,00%**	**17,28%**	**16,90%**	**36,58%**	**35,08%**	**30,33%**
1.1 Monetäre Kriterien	30,00%	8,78%	9,90%	22,92%	28,00%	26,33%
1.2 Aufwand - Betrieb - Technik	10,00%	2,25%	3,75%	10,00%	0,00%	2,50%
1.3 Arbeitstechnische Aspekte	10,00%	6,25%	3,25%	3,67%	7,08%	1,50%
2. Bewertungskriterien zur Ökologie	**40,00%**	**15,42%**	**16,42%**	**23,34%**	**26,40%**	**23,54%**
2.1 Elimination - Emission	20,00%	3,50%	3,50%	6,95%	17,00%	16,54%
2.2 Ressourcenverbrauch	20,00%	11,92%	12,92%	16,39%	9,40%	7,00%
3. Bewertungskriterien zur Arbeitssicherheit	**10,00%**	**4,00%**	**4,00%**	**10,00%**	**1,50%**	**1,50%**
Summe gewichteter Anteile	**100,00%**	**36,70%**	**37,32%**	**69,92%**	**62,98%**	**55,37%**
Rangfolge		**5**	**4**	**1**	**2**	**3**

Die Sensitivitätsanalysen bezüglich des Betriebsmittelverbrauchs, der Betriebsmittelkosten und des Strompreises ergeben, dass die Jahreskosten aller Varianten am sensibelsten auf Änderungen des Betriebsmittelverbrauches reagierten. Die größte Sensitivität insgesamt wies Variante 3 auf. Jedoch legen die Betriebserfahrungen der aktuellen großtechnischen Versuche zur GAK-Filtration nahe, dass die durchgesetzten Bettvolumina der GAK-Filter, und damit der Betriebsmitteleinsatz, positiver ausfallen, als die für die Bemessung angenommenen BV. Bei einer Erhöhung von nur 500 BV, entsprechend knapp 2 Wochen Standzeit, würden die Kosten für die Variante 3 unter denen für Variante 4 liegen. Außerdem birgt Variante 3 aufgrund der geringen Investitionskosten das geringste Risiko unter Berücksichtigung der derzeitigen Gesetzeslage.

Insgesamt erscheint zur Spurenstoffelimination auf dem Klärwerk Brake die Umsetzung der Variante 3 (GAK-Filtration) als zweckmäßig.

Vor der Umrüstung aller 10 Filterkammern wird die Umrüstung einer einzelnen Filtereinheit empfohlen, um die Eliminationsleistung und mögliche Standzeiten eines GAK-Filters unter den gegebenen Umständen auf dem Klärwerk Brake besser beurteilen zu können. Durch die spätere Parallelschaltung aller 10 Filtereinheiten ist eine verlängerte Standzeit gegenüber einem Einzelfilter zu erwarten.

Eine Beurteilung der Auswirkungen einer GAK-Filtration auf dem Klärwerk Brake auf den Vorfluter Aa ist aufgrund der geringen Datenlage schwierig. Für die analysierten Spurenstoffe, für die in der Literatur eine Angabe zur Elimination mittels GAK-Filtration vorliegt, wird ein um über 50 % verringerter Eintrag erwartet.

Die Herstellkosten für die Vorzugsvariante 3 (GAK-Filtration) werden mit rd. 626.000 € brutto inkl. Baunebenkosten abgeschätzt. Der Projektkostenbarwert für die Umrüstung von 10 Filterkammern der Flockungsfiltration zu GAK-Filtern sowie deren Betrieb über 15 Jahre ergibt sich zu rd. 9,0 Mio. €. Dies entspricht Jahreskosten von rd. 654.000 €/a. Die spezifischen Kosten bezogen auf die behandelte Abwassermenge liegen bei rd. 0,044 €/m³ oder, bezogen auf die angeschlossenen Einwohnerwerte, bei rd. 3,48 €/(EW·a).

Abschließend danken wir OWL Umweltanalytik für die Analyse der Ablaufprobe, dem Land Nordrhein-Westfalen und der Bezirksregierung Detmold für die Förderung der Studie sowie der Stadt Bielefeld und dem Klärwerkspersonal für die konstruktive und angenehme Zusammenarbeit.

Aufgestellt:
Bochum im April 2015

gez. Dr.-Ing. Reiner Boll

7. Literatur

[1] Mertsch, V. (2014): Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser - Konzeption Nordrhein-Westfalen

[2] Abegglen, C.; Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser - Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen

[3] Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2014): Anleitung zur Auslegung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination in Vorbereitung zur Veröffentlichung - Bearbeitungsstand 22.12.2014

[4] Internetauftritt und Projektsteckbriefe des Kompetenzzentrums Spurenstoffe Baden-Württemberg, eingesehen bzw. heruntergeladen am 17.02.2015: www.koms-bw.de

[5] Projektsteckbriefe aus der Rubrik „Anlagen/Projekte“ des Internetauftritts des Verbandes Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA), heruntergeladen am 17.02.2015: www.micropoll.ch

[6] Internetauftritt Institute für Umwelt- und Verfahrenstechnik der Hochschule für Technik Rapperswil, eingesehen am 03.03.2015: http://www.umtec.ch/

[7] Projektsteckbriefe aus der „Tatenbank“ des Internetauftritts des Kompetenzzentrums Mikroschadstoff.NRW, heruntergeladen am 03.02.2015: www.masterplan-wasser.nrw.de

[8] Internetauftritt Abwasserverband Obere Lutter: http://www.mikroverunreinigungen.de/obere-lutter/

[9] Präsentation Firma Hydro-Ingenieure, heruntergeladen am 04.03.2015: http://hydro-ingenieure.de/wp-content/uploads/2014/06/6_20140521_Groemping.pdf

[10] Mündliche Auskunft von Frau Hachenberg (Wupperverband) bei der Besichtigung der Versuchsanlage am 16.12.2014

[11] Internetauftritt Firma Nordic Water GmbH, eingesehen am 04.03.2015: http://www.spurenstoffelimination.de/index.php/referenzen#klärwerk-emmingen-liptingen-d

[12] Internetauftritt WAZ, abgerufen am 05.02.2015: http://www.derwesten.de/staedte/gelsenkirchen/klaeranlage-im-gelsenkirchener-marienhospital-fertiggestellt-id4915508.html

[13] RiSKWa (2013): Leitfaden Polare organische Spurenstoffe als Indikatoren im anthropogen beeinflussten Wasserkreislauf

[14] Luo et al. (2014): A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment

[15] Türk et al. (20013): Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)

[16] ATV-DVWK-A 198 (2003): Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen

[17] Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (MURL) des Landes Nordrhein-Westfalen (1999): Handbuch Energie in Kläranlagen

[18] DWA A 131 (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen

[19] DWA-A 216 (2013): Energiecheck und Energieanalyse – Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen

[20] Christ, O.; Mitsdoerffer, R. (2013): Weitergehende Reduzierung von Mikroverunreinigungen auf der Kläranlage Espelkamp – Studie

[21] Herbst, H.; Hilbig, R. (2013): Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss Ost – Machbarkeitsstudie

[22] Pinnekamp, J.; Bornemann, C. (2012): Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle (MIKROFlock) – Abschlussbericht

[23] Benstöm, F.; Stepkes, H.; Rolfs, T.; Montag, D.; Pinnekamp, J. (2014): Untersuchung einer bestehenden Filterstufe mit dem Einsatz von Aktivkohle zur Entfernung organischer Restverschmutzung auf der Kläranlage Düren-Merken, Abschlussbericht, gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV)

[24] Neumann, K.-D.; Merkel, W.; Schmidt, T. C. (2011): Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon – Schlussbericht

[25] Oberflächengewässerverordnung - OGewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer

[26] Oekotoxzentrum (2013): Vorschläge für akute und chronische Qualitätskriterien für ausgewählte schweizrelevante Substanzen. Heruntergeladen von www.oekotoxzentrum.ch am 11.12.2014

[27] Trinkwasserverordnung – TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch

[28] RiSKWa (in Vorbereitung zur Veröffentlichung): Leitfaden Begriffe und Definitionen zu ausgewählten Technologien zur Elimination von Spurenstoffen und Krankheitserregern aus Abwasser“