

Kläranlage Oelde

Machbarkeitsstudie zur Elimination von Mikroschadstoffen

Konzeptstudie

Projekt-Nr.: 140908

November 2014

Ausfertigung Nr. 1/11

Inhaltsverzeichnis

Seite:

Abbildungsverzeichnis	II	
Tabellenverzeichnis	IV	
1	Veranlassung	1
2	Zielsetzung	3
3	Grundlagen	4
3.1	Maßgebende Stoffgruppen und Mikroschadstoffe	4
3.2	Gesetzliche Anforderungen	7
3.3	Analyse der vorhandenen Belastungssituation	8
3.3.1	Auswertung vorhandener Messungen	8
3.3.2	Durchführung und Auswertung zusätzlicher Messungen	13
3.4	Maßgebende Randbedingungen auf der Kläranlage Oelde	13
3.4.1	Einzugsgebiet der Kläranlage	13
3.4.2	Ausbaugröße/ Anschlussgröße der kommunalen Kläranlage	14
3.4.3	Einleitbedingungen	15
3.4.4	Einleitung in den Axtbach	15
3.4.5	Reinigungsstrategie	17
3.4.6	Vorhandene Bausubstanz und bauliche Erweiterungsmöglichkeiten	20
3.5	Elimination von Mikroschadstoffen	21
3.5.1	Allgemeines	21
3.5.2	Mögliche Verfahrenstechniken	22
3.5.3	Grundlagen der Aktivkohleadsorption	23
3.5.4	Einsatz von suspendierter Aktivkohle (PAK)	24
3.5.5	Einsatz von granulierter Aktivkohle (GAK)	25
3.5.6	Grundlagen der Ozonung	26
3.5.7	Einsatz von Ozonung	27
3.5.8	Wirksamkeit der unterschiedlichen Verfahrenstechniken	28
4	Planungs- und Bemessungsgrundlagen	30
4.1	Planungsgrundlagen	30
4.2	Hydraulische Bemessungsgrößen	30

5	Planungskonzepte zur Elimination von Mikroschadstoffen	34
5.1	Technische Beschreibung der untersuchten Varianten	34
5.1.1	Variante 1: PAK-Adsorption im Teilstrom	34
5.1.2	Variante 2: Ozonung im Teilstrom	38
5.1.3	Variante 3: GAK-Adsorption im Teilstrom	41
5.2	Wirtschaftliche Bewertung der Varianten	44
5.2.1	Erforderliche Investitionen	44
5.2.2	Betriebskosten	45
5.2.3	Kostenvergleichsrechnung / Ermittlung von Jahreskosten	47
5.2.4	Sensitivitätsanalyse	49
5.3	Verfahrenstechnische Bewertung der Varianten	51
6	Zusammenfassung und Empfehlung	53
7	Literatur	55

Abbildungsverzeichnis

Seite:

Abbildung 1:	Analysierte Leitsubstanzen (Arzneimittel) – Vergleich von Ablaufkonzentrationen der KA Oelde mit ausgewählten Kläranlagen in Ostwestfalen-Lippe.....	10
Abbildung 2:	Analysierte Leitsubstanzen (Röntgenkontrastmittel) – Vergleich von Ablaufkonzentrationen der KA Oelde mit ausgewählten Kläranlagen in Ostwestfalen-Lippe.....	11
Abbildung 3:	Elimination von Mikroverunreinigungen in kommunalen Kläranlagen (aus BAFU, 2012)	21
Abbildung 4:	Tagesablaufwassermenge der Kläranlage Oelde in 2012/2013	32
Abbildung 5:	Häufigkeitsverteilung der Tagesablaufwassermenge der Kläranlage Oelde für den Zeitraum 01/2012-12/2013.....	32
Abbildung 6:	Häufigkeitsverteilung der stündlichen Ablaufwassermengen der Kläranlage Oelde für den Zeitraum 01/2012-12/2013.....	33
Abbildung 7:	Häufigkeitsverteilung der stündlichen Ablaufwassermengen an Trockenwettertagen der Kläranlage Oelde für den Zeitraum 01/2012-12/2013.....	33
Abbildung 8:	Schematische Darstellung von Variante 1 (PAK-Adsorption im Teilstrom).....	35

Abbildung 9:	Schematische Darstellung von Variante 2 (Ozonung im Teilstrom).....	39
Abbildung 10:	Schematische Darstellung von Variante 3 (GAK-Adsorption/ Filtration im Teilstrom)	42
Abbildung 11:	Sensitivitätsanalyse – Abhängigkeit der jährlichen GAK- Verbrauchskosten von dem durchgesetzten Bettvolumen BVT (als Quotient aus behandeltem Wasservolumen und zur Verfügung stehendem Adsorbervolumen).....	51

Tabellenverzeichnis

Seite:

Tabelle 1:	Untersuchungsbefund, Kläranlagenablauf in den Axtbach (mehrtägige Mischprobe: 09.09.2014, 09:00 Uhr - 12.09.2014 09:00 Uhr).....	9
Tabelle 2:	Untersuchungsbefund der KA Oelde im Vergleich mit weiteren durchgeführten Untersuchungen durch die Firma OWL Umweltanalytik.....	12
Tabelle 3:	Belastungssituation im Zulauf Biologie der Kläranlage Oelde – Vergleich der Bemessungswerte (Entwurf 1990) mit Betriebsdatenauswertung von 2012/2013	14
Tabelle 4:	Einleitwerte gemäß Einleitbescheid vom 26.09.2006	15
Tabelle 5:	Wassergüteklassen des Axtbaches (2012-2014) unterhalb und oberhalb der Einleitstelle Kläranlage Oelde (Untersuchungen der OWL Umweltanalytik GmbH, Leopoldshöhe)	16
Tabelle 6:	Stoffspezifische Wirksamkeit/ Eliminationsleistung der untersuchten Verfahrenstechniken bezogen auf ausgewählte Leitsubstanzen.....	29
Tabelle 7:	Variante 1 (PAK) – Kurzdarstellung, abwassertechnische Vorbemessung.....	37
Tabelle 8:	Variante 2 (Ozonung) – Kurzdarstellung, abwassertechnische Vorbemessung.....	40
Tabelle 9:	Variante 3 (GAK) – Kurzdarstellung abwassertechnische Vorbemessung.....	43
Tabelle 10:	Wirtschaftlicher Variantenvergleich – vorabgeschätzte, erforderlichen Investitionen (netto/brutto).....	45
Tabelle 11:	Wirtschaftlicher Variantenvergleich – vorabgeschätzte, jährliche Betriebskosten (brutto).....	47
Tabelle 12:	Wirtschaftlicher Variantenvergleich – Jahreskapitalkosten aus Kostenvergleichsrechnung (brutto)	48
Tabelle 13:	Wirtschaftlicher Variantenvergleich – Jahreskosten aus Kapitalkosten und Betriebskosten (brutto).....	48
Tabelle 14:	Sensitivitätsanalyse – Einfluss veränderter Energiekosten auf die Brutto - Jahreskosten der untersuchten Varianten	49

Tabelle 15:	Sensitivitätsanalyse – Einfluss veränderter Aktivkohlekosten auf die Brutto - Jahreskosten der untersuchten Varianten.....	50
Tabelle 16:	Nutzwertanalyse der unterschiedlichen Verfahrensvarianten	52

1 Veranlassung

Mikroverunreinigungen werden zunehmend in der aquatischen Umwelt nachgewiesen. Hierzu zählen beispielsweise weit über 100 verschiedene Arzneimittelwirkstoffe bzw. Röntgenkontrastmittel teilweise in Konzentrationen oberhalb ökotoxikologischer Wirkschwellen. Eine Reihe von Wirksubstanzen, die als resistent, bioakkumulierend oder öko-toxisch einzustufen sind findet sich im Anhang der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Die bisher nachgewiesenen Belastungen von Oberflächengewässern mit Mikroverunreinigungen liegen noch in Konzentrationsbereichen, die keine akute Gefahr für den Menschen darstellen. Eine Beeinflussung von Gewässerorganismen, insbesondere durch Hormone, und eine Akkumulation von Spurenstoffen in der aquatischen Umwelt sind jedoch festzustellen.

Eine Begrenzung bzw. Reduzierung des Eintrags von Mikroschadstoffen in die Gewässer ist aus Gründen des vorbeugenden Gesundheits- und Umweltschutzes geboten.

Der Eintrag von Mikroverunreinigungen z.B. von Arzneimittelrückständen erfolgt in Siedlungsgebieten oftmals verstreut und dezentral über die einzelnen Haushalte. Neben Industrie und Landwirtschaft sind die Kläranlagen daher bedeutende Emittenten für Mikroverunreinigungen in die Gewässer („End of Pipe“) und stellen somit auch einen geeigneten Ansatzpunkt für technische Maßnahmen zur Eintragsbegrenzung dar.

Mit dem Ziel eine nachhaltige Verbesserung der Oberflächengewässerqualität zu erreichen, hat die Europäische Union die Liste prioritärer Stoffe (Anhang X der EU-Wasserrahmenrichtlinie) im August 2013 um zwölf neue Stoffe erweitert (Europäische Union, 2013). Um zukünftige Priorisierungsverfahren ausreichend vorzubereiten wurde von der EU-Kommission zusätzlich eine Beobachtungsliste für maximal 14 Stoffe bzw. Stoffgruppen eingeführt. Für die hier aufgeführten Parameter werden unionsweit aktuell Überwachungsdaten gesammelt. Diese Beobachtungsliste enthält auch drei Arzneimittelwirkstoffe (17alpha-Ethinylöstradiol, 17beta-Östradiol sowie das Schmerzmittel Diclofenac).

Die EU-Mitgliedstaaten sind der Kommission gegenüber verpflichtet bis 2018 zusätzliche Maßnahmen- und Überwachungsprogramme vorzulegen, um einen guten chemischen Zustand der Gewässer in Hinblick auf diese Stoffe zu erzielen. Überarbeitete Umweltqualitätsnormen sind für die beste-

henden prioritären Stoffe in die jeweiligen Flußeinzugsgebiete für die Jahre 2015 bis 2021 aufzunehmen.

Vor diesem Hintergrund steht die Elimination von Mikroverunreinigungen als ein aktuelles Thema derzeit stark im Fokus der zuständigen Landesbehörden und wird gezielt gefördert. In einem ersten Schritt stehen dabei solche Kläranlagen im Fokus, die aufgrund ihrer Größe und der angeschlossenen Einwohnerwerte zu den oberen 6-10 % des Landes gehören bzw. die oberhalb einer Trinkwassergewinnungsanlage liegen.

Dieser Ansatz spiegelt u.a. Ergebnisse von Situationsanalysen und Stoffflussmodellierungen wider, die für Nordrhein-Westfalen im Rahmen von F&U-Projekten durchgeführt wurden. Für verschiedene Ausbauszenarien zeigt sich hierbei, dass die Gesamtfracht an Mikroverunreinigungen bereits um rd. 43 % gesenkt werden kann, wenn die Kläranlagen mit mehr als 100.000 angeschlossenen Einwohnerwerten (41 Stk. in NRW) um eine weitergehendes Reinigungsverfahren zur Elimination von Mikroverunreinigungen ergänzt werden (Götz, 2013).

In einem weitergehenden Ansatz wird derzeit von Seiten der zuständigen Landesbehörde eine Überprüfung der Kläranlagen, hinsichtlich der Elimination von Mikroschadstoffen, im Zuge der jeweiligen Verlängerung der Einleiterlaubnis angestrebt.

In Abstimmung mit der Bezirksregierung wurde die aqua consult Ingenieur GmbH, Hannover, am 29.07.2014 von der Stadt Oelde mit der „Erstellung einer Machbarkeitsstudie zur Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Oelde“ beauftragt, deren Kosten vom Land Nordrhein-Westfalen bezuschusst werden.

Eine entsprechende Studie wird hiermit vorgelegt.

2 Zielsetzung

Ziel dieser Machbarkeitsstudie ist es, unterschiedliche verfahrenstechnische Konzepte zur Elimination von Mikroverunreinigungen für die Kläranlage Oelde unter Berücksichtigung der standortspezifischen Randbedingungen zu erarbeiten bzw. hinsichtlich ihrer Leistungsfähigkeit zu überprüfen. Für eine anlagenspezifische Bewertung dieser verfahrenstechnischen Lösungsansätze sind neben der technischen Umsetzbarkeit und der Wirtschaftlichkeit auch nicht-monetäre, betriebliche Aspekte maßgebend.

Im Einzelnen umfasst die Aufgabenstellung dieser Machbarkeitsstudie:

- 1) eine Abschätzung von relevanten Spurenstoffen auf Basis der Zusammensetzung des Siedlungsgebietes und unter Berücksichtigung von im Vorfluter durchgeführten Spurenstoffuntersuchungen und von bereits vorhandenen Messergebnissen,
- 2) die Zusammenstellung von zielführenden verfahrenstechnischen Lösungsansätzen zur Elimination von Mikroverunreinigungen mit Bezug auf die am Standort der Kläranlage Oelde vorherrschenden Randbedingungen,
- 3) eine vergleichende Gegenüberstellung der Lösungskonzepte im Hinblick auf Investitionen, Betriebskosten, Platzbedarf, Effizienz und Betriebsstabilität sowie
- 4) eine abschließende Bewertung der untersuchten Varianten.

Mit der hier vorliegenden Machbarkeitsstudie und den darin enthaltenen Ergebnissen wird der Stadt Oelde eine fundierte Grundlage für zukünftige Entscheidungen bezüglich einer weitergehenden Abwasserreinigung zur Elimination von Mikroverunreinigungen an die Hand gegeben.

3 Grundlagen

Wesentliche Grundlagen dieser Machbarkeitsstudie werden nachfolgend zusammengefasst dargestellt. Hierbei wird zuerst ein Überblick über Mikroverunreinigungen von prioritärer Bedeutung gegeben bevor die in Oelde vorhandene Belastungssituation detaillierter analysiert wird. In einer Kurzbeschreibung der Kläranlage werden die vorhandenen Verfahrenstechnik sowie standortspezifische Randbedingungen erläutert. Die Zusammenstellung der Grundlagen schließt mit einer Beschreibung wesentlicher Verfahrenstechniken und einer Erläuterung deren Wirkmechanismen zur Elimination von Mikroverunreinigungen (Stand von Wissenschaft und Forschung) sowie mit einer Darstellung ihrer Einsatzmöglichkeiten in der praktischen Anwendungen ab.

3.1 Maßgebende Stoffgruppen und Mikroschadstoffe

Eine Vielzahl von anthropogenen Stoffen findet in unserer industrialisierten Welt täglich in unzähligen Produkten ihren Einsatz. Rückstände dieser Stoffe gelangen oftmals nach Gebrauch über das kommunale Abwasser, über Mischwasserabschläge bzw. Niederschlagswassereinleitungen oder über diffuse Eintragswege in die Gewässer. So eingetragene Stoffe werden aufgrund ihres gering konzentrierten Vorkommens in der aquatischen Umwelt als organische Spurenstoffe oder Mikroverunreinigungen bezeichnet. Zu diesen Mikroverunreinigungen gehören u.a. synthetische organische Stoffe, Arzneimittel, Röntgenkontrastmittel, Kosmetika, Hormone, Pflanzenschutzmittel, Biozide, Wirtschaftsdünger und weitere Industriechemikalien wie z.B. perfluorierte Tenside, Lösungsmittel, Flammschutzmittel oder einzelne Komplexbildner.

Ein großer Anteil dieser anthropogenen Stoffe wird ubiquitär über ein Siedlungsgebiet verteilt und nahezu kontinuierlich eingesetzt. Dies gilt insbesondere für Humanarzneimittel und Haushaltschemikalien. Rückstände dieser Stoffe gelangen somit über das häusliche Schmutzwasser in die Kanalisation, gesammelt zur kommunalen Kläranlage und über diese an punktuellen Eintragsquellen in die Vorfluter bzw. Oberflächengewässer. Mikroverunreinigungen aus landwirtschaftlich eingesetzten Stoffen, wie Pflanzenschutzmitteln, Bioziden und Wirtschaftsdüngern, in denen teilweise Rückstände von Tierarzneimitteln und natürlichen Hormonen enthalten sind, werden hingegen durch Auswaschung und Erosion von den Agrarflächen an diffusen Quellen in den Wasserkreislauf eingetragen.

Eine akute Gefährdung durch Mikroverunreinigungen liegt für den Menschen aufgrund der bisher in Oberflächengewässern nachgewiesenen Belastung noch nicht vor. Wegen der biologischen Wirksamkeit der Ausgangs- bzw. Ursprungsstoffe führt der Eintrag von Mikroverunreinigungen allerdings in vielen Fällen zu einer negativen Beeinflussung der Biozönose bzw. von Wasserlebewesen des aquatischen Systems. Aufgrund der oftmals kontinuierlich anhaltenden Grundbelastung wirken viele Mikroverunreinigungen trotz geringer Konzentration chronisch-toxikologisch auf Lebewesen. Wissenschaftlich konnte beispielsweise nachgewiesen werden, dass hormonaktive Substanzen schon in sehr geringen Konzentrationen die Fortpflanzung von Wasserlebewesen negativ beeinflussen (Sutter & Holm, 2004; NFP50, 2008).

Vor dem Hintergrund eines vorbeugenden Gesundheits- und Umweltschutzes hat die Diskussion um Mikroverunreinigungen in den letzten Jahren stark zugenommen. Grundsätzlich ist hier allerdings zu berücksichtigen, dass sich die Palette von organischen Mikroverunreinigungen in den letzten Jahren auch deswegen merklich verbreitert hat, da sich eine Vielzahl von Mikroverunreinigungen erst aufgrund der fortschreitenden Entwicklung der Analysetechnik nachweisen lässt.

Zur Verbesserung der Wasserqualität werden derzeit EU-weit Oberflächengewässer auf 45 Mikroschadstoffe hin überwacht und kontrolliert. Zu diesen Mikroschadstoffen zählen u.a. Schwermetalle (Blei, Cadmium, Quecksilber o. Nickel), Pflanzenschutzmittel (u.a. Diuron u. Isoproturon), Polycyclische aromatische Kohlenstoffverbindungen (PAKs) und weitere organische Verbindungen. 21 dieser 45 Mikroschadstoffe werden als prioritär gefährlich eingestuft. Für diese gilt ein weitgehendes Minimierungsgebot mit dem Ziel einer Nullemission. Anders als für nationale flussgebietsspezifische Schadstoffe sind für diese Stoffe europaweit einheitliche Qualitätsnormen in der EU-Richtlinie 2013/39/EU über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik (Europäische Union, 2013) festgeschrieben.

Vor dem Hintergrund der in den letzten Jahren gestiegenen Nachweisbarkeit von Mikroverunreinigungen und um eine gezielte Verbesserung der Wasserqualität der Gewässer zu ermöglichen und sicherzustellen, hat die EU-Kommission in Ergänzung zu der erweiterten Liste der prioritären Mikroschadstoffe zusätzlich eine Beobachtungsliste für weitere Stoffe bzw. Stoffgruppen eingeführt, für die verstärkt Überwachungsdaten zu sammeln sind.

Das Thema Mikroverunreinigungen ist für Nordrhein-Westfalen (NRW) aufgrund der vorhandenen Siedlungsstruktur, die durch eine hohe Siedlungs-

dichte und einen hohen Versiegelungsgrad geprägt ist, sowie wegen der hohen Industriedichte von besonderer Relevanz. Dazu trägt auch bei, dass die Trinkwasserversorgung in NRW zu rd. 60 % aus Oberflächengewässern oder oberflächengewässergestützten Entnahmen (Uferfiltrat) erfolgt.

Zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie wird in Nordrhein-Westfalen ein sehr umfangreiches Monitoring (dreijähriger Monitorzyklus, über 2.000 Messstellen, bis zu 400 verschiedene Mikroverunreinigungen in wässrigen Proben, bis zu 140 Stoffe im Schwebstoff bzw. Sediment und bis zu 70 Stoffe in Fischen) durchgeführt (Vitoris, 2013).

Ergänzend zu diesem Monitoring wurden im Rahmen von unterschiedlichen Forschungsvorhaben umfangreiche Messreihen und Intensivscreenings zum Vorkommen von Spurenstoffen und Mikroverunreinigungen in den Oberflächengewässern Nordrhein-Westfalens durchgeführt (z.B.: Grünebaum, 2011; Teichgräber, 2013).

Im Sinne der EG-WRRL kann anhand der derzeit geltenden Qualitätsanforderungen gemäß Bewirtschaftungsplan (Dezember 2012) für mehr als 80 % der Gewässerlänge Nordrhein-Westfalens ein guter chemischer Zustand festgestellt werden. Ursache für eine teilweise schlechtere Gewässereinstufung sind laut Sachstandsbericht über Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen (MKULNV, 2012) hohe Cadmium-Belastungen, Belastungen mit dem Verbrennungsrückstand PAK, Belastungen mit dem Totalherbizid Diuron und Belastungen mit Tributylzinn.

Für die Gewässer Nordrhein-Westfalens lassen sich anhand der Monitoring-ergebnisse u.a. Mikroverunreinigungen der folgenden Stoffgruppen als von besonderer Relevanz herausstellen: Pharmaka (Antiepileptika, Nichtopioid-Analgetika, Betablocker, Antibiotika, Phenethylamine, Lipidsenker), Korrosionsschutzmittel (Benzotriazole), Diagnostika (Röntgenkontrastmittel), Psychopharmaka, endokrine wirksame Chemikalien (EDCs), Moschusduftstoffe, Flammschutzmittel, Perfluorierte Tenside (PFT), Phosphororganische Verbindungen und Komplexbildner.

Bei mehr als der Hälfte von den auf Basis des Monitorings als relevant eingestuften Mikroverunreinigungen handelt es sich um gesetzlich unregelte Stoffe. Hier liegen oftmals Überschreitungen der ökotoxikologisch abgeleiteten Orientierungswerte vor.

3.2 Gesetzliche Anforderungen

Das Anforderungsprofil für Stoffeinträge in Gewässer richtet sich in Deutschland aktuell zunächst nach der Oberflächengewässer-Verordnung des Bundes (OGewV, 2011) als bundeseinheitliche Regelungsvorgabe. In Anlage 7 der OGewV finden sich die 45 sog. prioritären Stoffe, die aus der EU-Richtlinie 2013/39/EU in deutsches Recht umgesetzt worden sind.

In Deutschland ist der Versuch gesetzlich verbindliche Umweltqualitätsnormen für gewässer- und trinkwasserrelevante Arzneimittelrückstände im Zuge der Überarbeitung der Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässer (OGewV) einzuführen bisher gescheitert. Bestrebungen zur Umsetzung entsprechender gesetzlich verbindlicher Regelungen finden dennoch in unterschiedlicher Ausprägung weiterhin statt. Obwohl die Elimination von Mikroschadstoffen zunehmend in den Fokus rückt ist hier festzuhalten, dass aktuell weder auf europäischer Ebene noch in Deutschland gesetzlich verbindliche Grenzwerte für Arzneimittelrückstände in Oberflächen- und Grundwasser bzw. Trinkwasser bestehen (Vieitoris, 2013).

In Nordrhein-Westfalen wurde für das Bewertungskonzept „Reine Ruhr“ (MKULNV, 2012) einen Vorschlag zur Bewertung von anthropogenen Stoffen im Einzugsgebiet von Trinkwassergewinnungsanlagen auf Basis des durch das Umweltbundesamt erarbeiteten GOW-Konzeptes zur Ableitung von gesundheitlichen Orientierungs- und Leitwerten (UBA, 2003) entwickelt. Hierbei wird ein pauschalierter Wert von 0,1 µg/l für solche Mikroverunreinigungen als allgemeiner Vorsorgewert angestrebt soweit keine strengere Grenzwert besteht. Wenn kein Hinweis auf eine unterschwellige Relevanz des zu bewertenden Stoffs vorliegt, kann ein spezieller Vorsorgewert von 10 µg/l angesetzt werden (Vieitoris, 2013). Bei Bewirtschaftungsfragen soll nach Empfehlungen des UBA auch für Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel (sowie für deren Transformationsprodukte und Metaboliten) der allgemeine Vorsorgewert von 0,1 µg/l eingehalten werden (UBA, 2011).

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass derzeit für eine Vielzahl bzw. die überwiegende Mehrheit von Spurenstoffen und Mikroschadstoffen noch keine gesetzlichen Anforderungen bzw. Grenzwerte hinsichtlich der zu erzielenden Ablaufqualität von Kläranlagen oder für eine tolerierbare Gewässerbelastung definiert sind. Dies gilt insbesondere für die gesamte Gruppe von Arzneimittelrückständen und Röntgenkontrastmitteln. Die Elimination von Spurenstoffen und Mikroverunreinigungen gewinnt allerdings zunehmend an Bedeutung, weshalb – auch vor dem Hintergrund einer Weiterentwicklung der EU-Wasserrahmenrichtlinie – mittelfristig zusätzliche Grenzwerte zumindest für ein-

zelne der bisher noch unregulierten Stoffe bzw. Stoffgruppen zu erwarten sind.

Die Kläranlage Oelde leitet zunächst in den Axtbach ein, dieser mündet schließlich bei Warendorf in die Ems. Für die Kläranlage Oelde ist das Thema Elimination von Mikroschadstoffen von besonderer Wichtigkeit, da unterhalb der Einleitstelle in die Ems die Trinkwassergewinnung (Wasserwerk Warendorf) teilweise aus Uferfiltrat betrieben wird.

3.3 Analyse der vorhandenen Belastungssituation

In Ostwestfalen-Lippe wurden unterschiedliche Gewässerabschnitte im Zuge des Oberflächengewässer-Monitorings auch hinsichtlich einer breiten Palette von Arzneimittel- bzw. Röntgenkontrastmittelrückständen untersucht. Vergleichbare Analysen wurden auch direkt in den Abläufen einzelner Kläranlage in Ostwestfalen-Lippe durchgeführt. Als punktuelle Eintragsquellen in die Oberflächengewässer wurden hier u.a. die Abläufe der Kläranlagen Bad Oeynhausen, Bad Lippspringe, Bad Salzuflen, Bad Driburg, Hille-Hartum, Horn-Bad Meinberg und Rheda-Wiedenbrück untersucht. Die hier gewonnenen Ergebnisse werden im nachfolgenden Kapitel zur Einordnung der in Oelde gemessenen Stoffkonzentrationen und zur Bewertung der dortigen Belastungssituation genutzt (vgl. Abbildung 1 und Abbildung 2).

3.3.1 Auswertung vorhandener Messungen

Für eine Einschätzung der vorhandenen Belastungssituation wurde im Auftrag der Stadt Oelde eine erste Untersuchung des Kläranlagenablaufs Oelde durchgeführt.

Die dabei untersuchten Parameter sowie die Ergebnisse der Messungen sind in Tabelle 1 dargestellt. Die einzelnen Leitsubstanzen wurden in Anlehnung an weitere in Nordrheinwestfalen durchgeführte und bereits veröffentlichte Untersuchungsprogramme ausgewählt. Der Untersuchungsschwerpunkt gilt dabei neben den in der EU-WRRL aufgeführten prioritären Stoffen typischen Arzneimittel- und Röntgenkontrastmittelrückständen.

Für die Untersuchung wurde eine über den Zeitraum vom 09.09.2014 - 09:00 Uhr bis 12.09.2014 - 09:00 Uhr genommene Mischprobe analysiert (1 Messwert pro Parameter). Örtlich wurde die Mischprobe aus dem Kläranlagenablauf vor der Einleitstelle in den Axtbach gezogen. Für den Zeitraum der

Mischprobenahme beträgt die zu berücksichtigende Bezugswassermenge 16.120 m³.

Tabelle 1: Untersuchungsbefund, Kläranlagenablauf in den Axtbach (mehrtägige Mischprobe: 09.09.2014, 09:00 Uhr - 12.09.2014 09:00 Uhr)

Gruppe		Leitsubstanz	Konzentration	Fracht
			[ng/l]	[g/Zeit]
Bezugswassermenge: 16.120 m ³				
Pharmaka	Antibiotika	Clarithromycin	260	4,20
		Sulfamethoxazol	860	13,90
	Nichtopioid-Analgetika	Diclofenac	1.800	29,00
		Naproxen	160	2,58
		Phenazon	160	2,58
	Betablocker	Metoprolol	3.100	50,00
		Sotalol	640	10,32
		Atenolol	100	1,61
		Bisoprolol	310	5,00
	Lipidsenker	Bezafibrat	90	1,45
Antiepileptikum	Carbamazepin	610	9,80	
Psychopharmakon	Oxazepam	110	1,77	
Diagnostika (Röntgenkontrastmittel)	Amidotrizoesäure	1.800	29,00	
	Iomeprol	3.700	59,64	
	Iopamidol	2.100	33,90	
	Iopromid	< 50	n.b.	
Korrosionsschutzmittel (Benzotriazole)	Benzotriazol	5.900	95,10	
Pflanzenschutzmittel	Diuron	150	2,42	
	Isoproturon	< 50	n.b.	
	Terbutryn	< 50	n.b.	
Steroidhormon	17-alpha-Ethinylestradiol	< 1	n.b.	
	17-beta-Estradiol	< 5	n.b.	
	Estron	< 5	n.b.	

Die Auswertung des Messprogrammes zeigt, dass während des Messzeitraumes Mikroschadstoffe im Grammbereich aus der Kläranlage Oelde in den Axtbach eingeleitet worden sind.

Besonders hoch sind die Frachten an Benzotriazol (95,1 g/72h), lomeprol (59,64 g/72h) und lopamidol (33,9 g/72h).

Laut Untersuchungsbefund sind für die Schmerzmittel (Diclofenac, Naproxen, Phenazon) und die untersuchten Betablocker erhöhte Werte nachgewiesen. Auch das Antibiotikum Clarithromycin weist im Vergleich einen erhöhten Wert auf. Im Bereich der Röntgenkontrastmittel ist darüber hinaus die vergleichsweise hohe Belastung an Iopromid erwähnenswert.

Abbildung 1 zeigt einen Vergleich des Untersuchungsbefundes für einige der analysierten Leitsubstanzen aus dem Bereich der Arzneimittel (Clarithromycin u. Sulfamethoxazol (Antibiotika), Diclofenac sowie Sotalol u. Metoprolol (Betablocker)) mit entsprechenden Messergebnissen von Ablaufuntersuchungen an anderen Kläranlagen in Ostwestfalen-Lippe. Für die untersuchten Röntgenkontrastmittel (Amidotrizoesäure, lomeprol, lopamidol u. Iopromid) ist ein entsprechender Vergleich in Abbildung 2 dargestellt.

Für beide Stoffgruppen stellt sich die im Ablauf der Kläranlage Oelde gemessene Belastungssituation im Vergleich zu den ausgewählten Kläranlagen in Ostwestfalen-Lippe als relativ hoch dar.

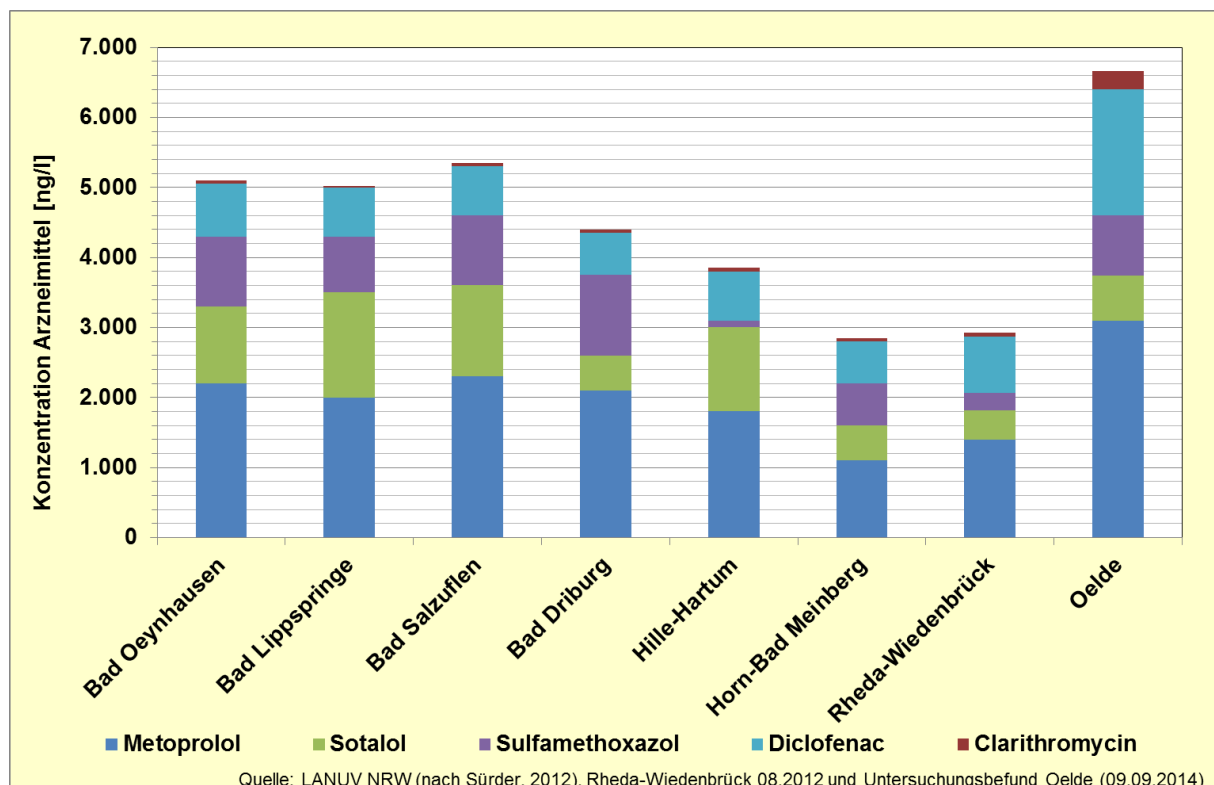


Abbildung 1: Analytierte Leitsubstanzen (Arzneimittel) – Vergleich von Ablaufkonzentrationen der KA Oelde mit ausgewählten Kläranlagen in Ostwestfalen-Lippe

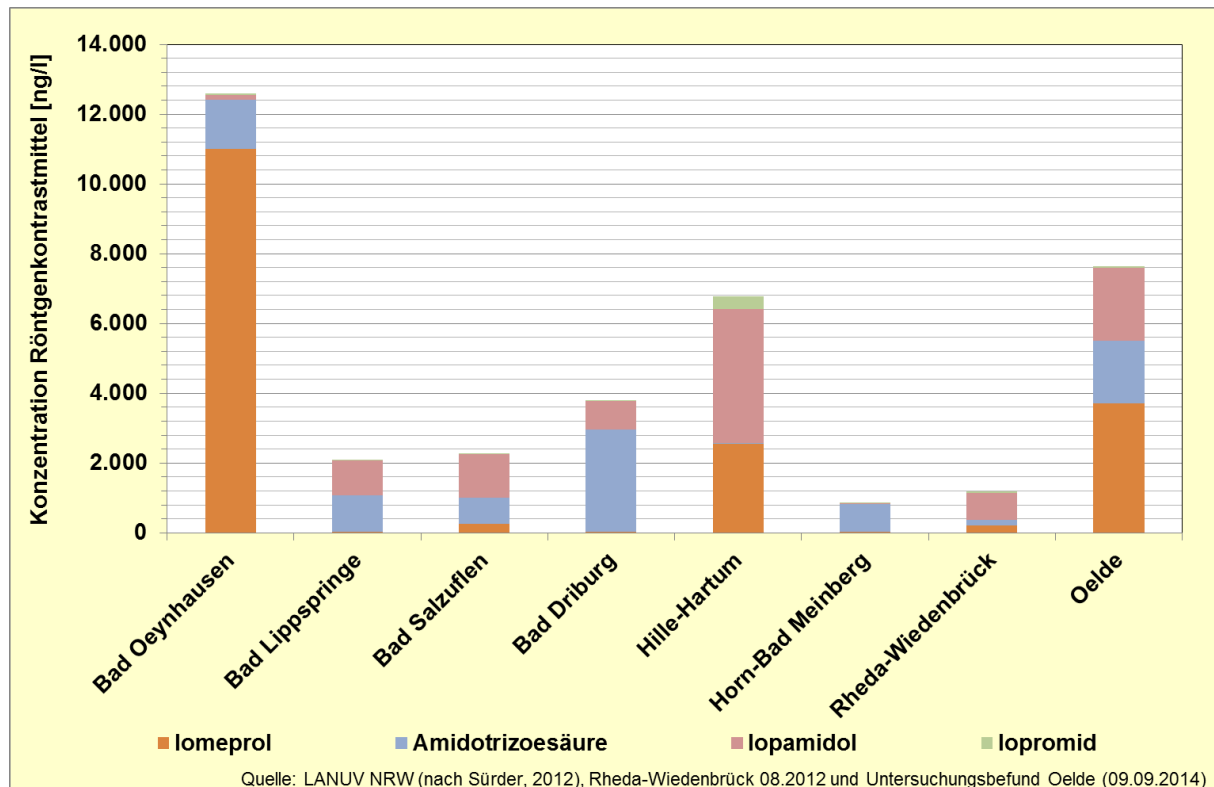


Abbildung 2: Analytierte Leitsubstanzen (Röntgenkontrastmittel) – Vergleich von Ablaufkonzentrationen der KA Oelde mit ausgewählten Kläranlagen in Ostwestfalen-Lippe

In Tabelle 2 wird der Untersuchungsbefund der Kläranlage Oelde mit allen weiteren, von der Firma OWL Umweltanalytik durchgeführten Untersuchungen, verglichen. Es sind die Anzahlen der bisher durchgeführten Messungen der jeweiligen Parameter sowie die der Überschreitung hinsichtlich der Bemessungsgrenzen (BG) angegeben. Weiterhin werden Mittelwerte und Maximalwerte aus dem Analysenpool der Firma OWL Umweltanalytik dargestellt.

Rot gekennzeichnet sind die Messwerte, welche über dem ermittelten Mittelwert von OWL Umweltanalytik liegen. Das sind in diesem Fall die untersuchten Antibiotika, die Betablocker Metoprolol und Sotalol sowie das Pflanzenschutzmittel Diuron.

Tabelle 2: Untersuchungsbefund der KA Oelde im Vergleich mit weiteren durchgeführten Untersuchungen durch die Firma OWL Umweltanalytik

Gruppe	Leitsubstanz	Konzentration KA Oelde	Anzahl Messungen	Anzahl	Mittelwert	Maximum
		[ng/l]	-	> BG	[ng/l]	[ng/l]
Antibiotika	Clarithromycin	260	89	70	219	1.300
	Sulfamethoxazol	860	89	74	667	9.100
Nichtopioid-Analgetika	Diclofenac	1.800	89	79	2.144	5.300
	Naproxen	160	59	43	237	1.400
	Phenazon	160	59	45	185	1.300
Betablocker	Metoprolol	3.100	89	79	2.032	5.100
	Sotalol	640	89	78	488	1.500
	Atenolol	100	59	46	1.052	41.000
	Bisoprolol	310	59	52	429	2.900
Lipidsenker	Bezafibrat	90	59	47	273	800
Antiepileptikum	Carbamazepin	610	88	78	1.218	3.500
Psychopharmakon	Oxazepam	110	44	37	200	1.500
Diagnostika (Röntgenkontrastmittel)	Amidotrizoesäure	1.800	89	80	3.181	28.000
	Iomeprol	3.700	89	68	4.972	86.000
	Iopamidol	2.100	89	70	2.261	45.000
	Iopromid	< 50	38	19	3.023	21.000
Korrosionsschutzmittel (Benzotriazole)	Benzotriazol	5.900	80	73	6.022	24.000
Pflanzenschutzmittel	Diuron	150	67	19	86	250
	Isoproturon	< 50	53	5	15.078	75.000
	Terbutryn	< 50	44	9	152	500
Steroidhormon	17-alpha-Ethinylestradiol	< 1	46	5	58	140
	17-beta-Estradiol	< 5	46	0		
	Estron	< 5	46	0		

3.3.2 Durchführung und Auswertung zusätzlicher Messungen

Die in Tabelle 1 dargestellten Ergebnisse der vom 09.09.2014-12.09.2014 durchgeführten Untersuchung bilden die Basis für diese Machbarkeitsstudie.

Um das Thema Mikroverunreinigungen im Ablauf der Kläranlage Oelde fundiert weiterverfolgen zu können, ist eine Verbreiterung der vorhandenen Datenbasis durch weitere Messreihen zu empfehlen.

Bei der Auswahl der Leitsubstanzen ist dabei zu überprüfen, inwieweit sich durch eine geringfügige Anpassung bzw. Ergänzung des Parameterumfangs eine noch bessere Vergleichbarkeit der Analyseergebnisse mit entsprechenden Untersuchungen auf anderen Kläranlagen in NRW (Literaturwerte) herstellen lässt.

Hinsichtlich der Messstellenauswahl ist zu berücksichtigen, dass neben der Belastung im Kläranlagenablauf die sich ergebende Belastung im unterhalb liegenden Gewässerabschnitt von entscheidender Bedeutung ist. Hier ist die Ergänzung von bisher durchgeführten Messungen zielführend.

Soweit zusätzliche Messreihen durchgeführt werden sollen, wird empfohlen diese in Trockenwetterperioden durchzuführen.

3.4 Maßgebende Randbedingungen auf der Kläranlage Oelde

3.4.1 Einzugsgebiet der Kläranlage

Die Stadt Oelde entwässert etwa 60 % des Einzugsgebietes im Mischverfahren und rd. 30 % im Trennverfahren.

Die Ortsteile Lette, Stromberg und Sünninghausen werde vollständig im Trennverfahren entwässert. Das anfallende Schmutzwasser wird mittels Druckrohrentwässerung der Kläranlage zugeführt.

Folgende Kenndaten beschreiben das Einzugsgebiet:

- Gesamtfläche: 775 ha (vorläufig)
- Mischwassersystem: 466 ha (vorläufig)
- Trennsystem: 309 ha (vorläufig)

In der Stadt Oelde sind neben der Potts Bierbrauerei noch weitere kleiner Industrieunternehmen aus dem Maschinen- und Anlagenbau sowie eine größere Verzinkerei angesiedelt.

3.4.2 Ausbaugröße/ Anschlussgröße der kommunalen Kläranlage

Die Ausbaugröße der kommunalen Kläranlage beträgt gemäß Genehmigungsentwurf für die Erweiterung der Kläranlage Oelde (Dezember 1990) 47.000 EW, wobei neben rd. 26.500 Einwohnern, rd. 15.500 EGW aus sonstigem Klein- und Großgewerbe sowie rd. 5.000 EGW aus internen Belastungen stammen.

Nach Überprüfung der Bemessungswerte durch eine Jahresauswertung für 2012/2013 entspricht die Belastung im Zulauf Biologie rd. 34.075 EW₄₀. Berechnet wie folgt:

$$EW_{40/CSB80} = \frac{2.726 \text{ kgCSB/d} \times 1.000 \text{ g/kg}}{120 \text{ gCSB/EW} \cdot d \times \frac{40 \text{ gBSB}_5/\text{EW} \cdot d}{60 \text{ gBSB}_5/\text{EW} \cdot d}} = 34.075 \text{ EW}$$

Nachstehende Tabelle 3 zeigt den Vergleich zwischen der Bemessung und der Auswertung des Betriebstagebuches (Mittelwerte) aus den Jahren 2012/2013. Nachstehende Tabelle zeigt z.T. Überschreitungen der damaligen Bemessungswerte.

Tabelle 3: Belastungssituation im Zulauf Biologie der Kläranlage Oelde – Vergleich der Bemessungswerte (Entwurf 1990) mit Betriebsdatenauswertung von 2012/2013

	Einheit	Frachten	
		Entwurf	2012/2013
Einwohnerwerte	EW	36.250	34.075
BSB ₅ -Fracht	kg/d	2.175	-
CSB-Fracht	kg/d	-	2.726
N _{ges} -Fracht	kg/d	470	547
P _{ges.} -Fracht	kg/d	118	68

3.4.3 Einleitbedingungen

Gemäß Erlaubnisbescheid vom 26.09.2006 sind die in Tabelle 4 dargestellten Einleitwerte für die Kläranlage Oelde maßgebend.

Tabelle 4: Einleitwerte gemäß Einleitbescheid vom 26.09.2006

Parameter	Art der Probenahme	Einheit	Wert
CSB ^{1) 4) 10)}	qualifizierte Stichprobe ²⁾	mg/l	48
BSB ₅ ^{1) 10)}	qualifizierte Stichprobe ²⁾	mg/l	10
NH ₄ -N ^{1) 11)}	qualifizierte Stichprobe ²⁾	mg/l	4
N _{gesamt} ^{1) 6) 11)}	qualifizierte Stichprobe ²⁾	mg/l	15
P _{gesamt} ^{1) 7)}	qualifizierte Stichprobe ²⁾	mg/l	1,0

¹⁾ Der Wert ist einzuhalten. Er gilt auch als eingehalten, wenn die Ergebnisse der letzten fünf im Rahmen der staatlichen Gewässeraufsicht durchgeführten Überprüfungen in vier Fällen diesen Wert nicht überschreiten und kein Ergebnis den Wert um mehr als 100 v.H. übersteigt (§ 6 Abs. 1 AbwV). Überprüfungen die länger als drei Jahre zurückliegen bleiben unberücksichtigt.

²⁾ Die qualifizierte Stichprobe ist eine Mischprobe aus mindestens 5 Stichproben, die in einem Zeitraum von höchstens zwei Stunden im Abstand von nicht weniger als 2 Minuten entnommen und gemischt werden (§ 2 Nr. 3 AbwV).

⁴⁾ Der festgesetzte Wert für den Parameter CSB gilt unter Beachtung der Vorgaben des § 6 Abs. 1 AbwV auch als eingehalten, wenn der vierfache Wert des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoff (TOC), bestimmt in mg/l, diesen Wert nicht überschreitet.

Der Parameter CSB ist zu bestimmen, wenn der über den TOC-Wert ermittelte CSB-Wert einer Überschreitung des festgesetzten Bescheidwertes entspricht.

⁶⁾ N_{ges.} als Summe von Ammonium-, Nitrit- und Nitratsstickstoff.

⁷⁾ Hier handelt es sich um den abgaberelevanten Parameter Phosphor_{gesamt}.

¹⁰⁾ Ist eine Probe durch Algen deutlich gefärbt, so sind der CSB und der BSB₅ von der algenfreien Probe zu bestimmen.

¹¹⁾ Die Anforderungen für Ammoniumstickstoff und Stickstoffgesamt gelten bei einer Abwassertemperatur von 12°C und größer, gemessen am Probenahmepunkt PN im Auslauf der Kläranlage.

Gemäß Einleiterlaubnis ist ein Höchstwasserabfluss von absolut: 417 l/s, 750 m³/0,5 h bzw. 3.000 m³/2 h einzuleiten.

3.4.4 Einleitung in den Axtbach

Im nordöstlichen Bereich der Kläranlage Oelde werden Ablauf der Kläranlage (DN 1.200) und eine verrohrte Grabenumflut (DN 1.400) im sogenannten Rückschlagbauwerk zusammengeführt. Die Einleitung in den Axtbach erfolgt in ca. 350 m Entfernung durch ein geschlossenes Profil (DN 1.600) oberhalb des mittleren Wasserspiegels. Ein entsprechendes Hochwasserereignisses würde dazu führen, dass die Wasserführung der Grabenumflut einen Rück-

stau in den Kläranlagenablauf verursacht. Um einen Rückstau zu verhindern ist eine Rückschlagklappe installiert, welche selbständig schließt. Bei geschlossener Rückschlagklappe (außergewöhnliches Hochwasserereignis) fließt der Kläranlage dann kein Abwasser zu; der gesamte Zulauf wird unterhalb der Kläranlage im Regenüberlaufbecken abgeschlagen.

Die Einleitungsstelle befindet sich auf dem Grundstück mit der Katasterbezeichnung Gemarkung Oelde, Flur 149, Flurstück 481.

Angaben zur Wasserführungen des Axtbaches stehen für die Erstellung dieser Machbarkeitsstudie nicht zur Verfügung. Eine hydraulische Konzeptüberprüfung muss diesbezüglich (Auswirkungen von extremen Hochwasserereignissen auf den Kläranlagenauslauf) im Zuge der weiteren Planung durchgeführt werden.

Auswirkungen der Einleitung / Gewässergüte des Axtbaches

Basierend auf den durchgeführten Gewässergütemessungen im Axtbach ober- und unterhalb der Einleitung aus der Kläranlage Oelde ergeben sich seit 2012 Gewässergüteklassen von II bis II-III.

Nachfolgende Tabelle beinhaltet entsprechende Untersuchungsergebnisse zu den Wassergüteklassen des Axtbaches, die von OWL Umweltanalytik GmbH, Leopoldshöhe, durchgeführt wurden. Hieraus wird ersichtlich, dass die Einleitung der Kläranlage Oelde keinen großen Einfluss auf die Gewässergüte des Axtbaches hat.

Tabelle 5: Wassergüteklassen des Axtbaches (2012-2014) unterhalb und oberhalb der Einleitstelle Kläranlage Oelde (Untersuchungen der OWL Umweltanalytik GmbH, Leopoldshöhe)

Untersuchungsdatum	Untersuchungsstelle	
	Ems oberhalb (Probenahmestelle 1)	Ems unterhalb (Probenahmestelle 2)
21.08.2012	II	II-III
16.05.2013	II	II
01.08.2013	II	II-III
14.05.2013	II	II-III

Ein Teil der Kanalisation des Einzugsgebietes der Stadt Oelde wird im Mischwasserverfahren betrieben. Bei Starkregenereignissen, bei dem der

Kläranlagenzufluss größer als 1.500 m³/h ist, erfolgt vor der Kläranlage ein Mischwasserabschlag. Etwa 1.000 m vom Kläranlagengelände entfernt befindet sich ein Regenüberlaufbecken mit einem Volumen von 4.000 m³. Übersteigt der Zufluss 2·Qt (1.500 m³/h), so wird das Mischwasser in das Regenüberlaufbecken geleitet. Nach Füllung des Absetzbeckens wird der Ablauf aus dem Regenüberlaufbecken zusätzlich noch in einen Ausgleichsteich geleitet. So kann der Axtbach effektiv vor Fracht- und Hydraulikstößen geschützt werden.

3.4.5 Reinigungsstrategie

Die Stadt Oelde betreibt seit 1978 östlich der Ortslage Oelde die kommunale Kläranlage. Entsprechend dem Genehmigungsentwurf von Dezember 1990 und der 1. Änderungsanzeige (AZ.: 6627/3-35) von März 1993 wurde die Kläranlage Oelde für eine Ausbaugröße von 47.000 EW bemessen und von der Bezirksregierung Münster genehmigt.

In den Jahren 1992 und 1993 wurden die Umbaumaßnahmen fertiggestellt.

Zulaufsituation Kläranlage Oelde

Das Abwasser fließt dem Zulaufpumpwerk der Kläranlage Oelde zu. Dort wird das Abwasser mit einem Schneckenpumpwerk gefördert. Im vorhandenen Schneckenpumpwerk sind 3 Abwasserförderschnecken installiert:

Schnecke 1 (DN 1.200):	133/215 l/s
Schnecke 2 u. 3 (DN 1.500):	278/400 l/s

Bei Trockenwetterzufluss wird Schnecke 2 in Stufe 1 betrieben (278 l/s). Bei Regenwetterzufluss wird die Schnecke 1 in Stufe 2 betrieben (215 l/s). Schnecke 3 dient als Reserveschnecke.

Ergänzt wird der Abwasserstrom durch Abwasser aus zwei druckentwässerten Einzugsgebieten.

Mechanische Abwasserreinigung

Die Grobstoffentfernung erfolgt auf der Kläranlage Oelde zweistraßig mit maschinell geräumten Feinrechen mit einer Spaltweite von 6 mm.

Nach der Grobstoffreinigung fließt das Abwasser dem belüfteten Sandfang- und Schwimmstoffabscheider zu. Der belüftete Sandfang besteht aus zwei Kammern. Folgende Abmessungen ergeben sich bei Trockenwetterzufluss:

Querschnittsfläche:	6,83 m ² /Kammer
---------------------	-----------------------------

Oberfläche:	62,50 m ² /Kammer
Volumen:	170,00 m ³ /Kammer

Der Ablauf des Sandfanges fließt dem Verteilerschacht zu. Ein Teilstrom (rd. 1/3 Q_{zu}) wird von dort in die Vorklärung geleitet. Dort werden partikuläre, hauptsächlich organische Stoffe abgeschieden. Es ergeben sich bei Trockenwetterzufluss folgende Bemessungskriterien:

Volumen:	1.350,00 m ³ (abzügl. der Einlaufstörzone)
Oberfläche:	463,00 m ²
Querschnittsfläche:	35,80 m ²
Oberflächenbeschickung:	1,62 m/h
Fließgeschwindigkeit:	0,58 m/s
Aufenthaltszeit:	1,80 h

Der andere Teilstrom (rd. 2/3 Q_{zu}) wird direkt der biologischen Stufe zugeführt.

Das Zentrat der Schlammwässerung wird in einem Becken (V = 150 m³) zwischengespeichert und dem Zulaufbauwerk mit einer Pumpe gedrosselt zugeführt. Das Filtrat aus der Schlammeindickung wird direkt in das Zulaufbauwerk gefördert.

Biologische Abwasserreinigung

Die beiden Teilströme aus Vorklärung und Verteilerschacht, inklusive Rücklaufschlamm, fließen zunächst der biologischen Phosphatelimination zu. Es ergibt sich folgendes Gesamtvolumen:

Selektorbecken:	220,00 m ³
Dephob. I:	480,00 m ³
Dephob. II:	<u>1.250,00 m³</u>
Gesamt:	1.950,00 m ³

Die Reihenschaltung Vorklärung/ Selektorbecken/ Dephosphortierung führt zu einem gesicherten anaeroben Milieu, welches für die biologische Phosphatelimination unabdingbar ist. So kann während der anaeroben Phase eine Stresssituation für die Mikroorganismen erzeugt werden, in der sie in Form von P-Lösung Energiereserven beanspruchen. In der anschließenden aeroben Behandlung binden die Mikroorganismen verstärkt Phosphat, sodass eine Phosphorelimination über den Überschussschlammabzug erfolgt.

Es ergibt sich bei Trockenwetterzufluss und nach Berücksichtigung der Rücklaufschlammengen eine Aufenthaltszeit von rd. 1,15 Stunden.

Im Anschluss der Bio-P-Elimination erfolgt eine Aufteilung der Gesamtmenge (Abwasser + Rücklaufschlamm) in 3 Teilströme als Teilbelastung der 3 parallel betriebenen Belebungsbecken I, II und III/IV. Eines der älteren Belebungsbecken (I oder II) ist derzeit allerdings in der Regel außer Betrieb.

Volumen BB I:	2.645,00 m ³	(Umlaufbecken)
Volumen BB II:	2.480,00 m ³	(Umlaufbecken)
Volumen BB III/IV:	2.953,00 m ³	(Ringbecken mit NKB)

Alle Belebungsbecken wurden als Umlaufbecken für simultane Denitrifikation angelegt. Der Luftsauerstoffeintrag in die Belebungsbecken erfolgt mit Schlauchbelüftern. Die Druckluftversorgung der vier Belebungsbecken wird bei ca. 4 gleichen Bedarfsmengen durch fünf Gebläse geleistet, wobei jedem Becken ein Gebläse zugeordnet wird und das 5. Aggregat zur Reserve dient.

Das Zwischenpumpwerk übernimmt zwei Funktionen: zwei Pumpen fördern einen dritten Teilstrom (Zulauf BB III/IV) in die hochgegründeten neuen Belebungsbecken; zwei weitere Pumpen fördern die Abläufe der älteren Belebungsbecken I und II auf die beiden neuen Nachklärungen, die baulich im Inneren der Belebungsbecken III und IV integriert sind.

Die Belebungsbecken verfügen jeweils über ein separates NO₃- bzw. NH₄-Messgerät, worüber die Luftsauerstoffzufuhr gesteuert und geregelt wird. Die Gebläse werden in Abhängigkeit von der NH₄-Konzentration betrieben bzw. nicht betrieben, sollte jedoch kein NH₄-Konzentrationswert innerhalb einer bestimmten Zeit vorhanden sein, so werden die Gebläse nach einer Pausen-Laufzeit-Steuerung betrieben. Sollte weder ein Ammonium- noch ein Nitratwert vorhanden sein, so werden die Gebläse in Dauerbetrieb schalten.

Zur zusätzlichen P-Fällung wird Eisen-III Chlorid (FeCl₃) als Fällmittel zur simultan Fällung in die Pumpenvorlage der Nachklärungen dosiert.

Die Nachklärung besteht aus 2 Becken. Die Becken haben jeweils eine Oberfläche von ca. 695 m². Das Volumen der Becken beträgt jeweils rd. 3.050 m³.

Aus den beiden Nachklärungen fließt der Rücklaufschlamm zurück in das Verteilerbauwerk. Von dort aus wird es auf die Belebungsbecken bzw. Bio-P ver-

teilt. Der Klarwasserablauf der Nachklärung fließt im Freigefälle dem Axtbach zu.

Schlammbehandlung

Der Primärschlamm aus der Vorklärung sowie aus dem Schwimmstoffabscheider des belüfteten Sandfanges wird in den Frischslammspeicher gefördert. Der Überschussschlamm aus den Belebungsbecken wird maschinell eingedickt und ebenfalls in den Frischslammspeicher gefördert.

Das homogenisierte Primär- und Überschussschlammgemisch wird schließlich der Faulung zugeführt. Die anaerobe Schlammstabilisierung besteht aus zwei Faulbehältern mit einem Volumen von jeweils 1.200 m³. Aktuell befindet sich allerdings nur ein Faulbehälter in Betrieb. Die Faulung erfolgt mesophil bei einer mittleren Aufenthaltszeit von 18-20 d.

Der ausgefaulte Schlamm wird in einem Nacheindicker ($V = 190 \text{ m}^3$) zwischengespeichert und von dort über die Schlammentwässerung abgezogen. Der entwässerte Faulschlamm der Kläranlage Oelde wird mitverbrannt bzw. thermisch verwertet.

3.4.6 Vorhandene Bausubstanz und bauliche Erweiterungsmöglichkeiten

Für eine bauliche Erweiterung stehen auf dem Kläranlagengelände unterschiedliche Freiflächen, u.a. im nördlichen Bereich der Vorklärung bzw. des Bio-P-Beckens sowie im nördlichen Bereich des Belebungsbeckens II zur Verfügung.

Ein aktueller Bestandsplan der Kläranlage Oelde befindet sich in der Anlage dieser Studie.

Die hier zur Anlagenerweiterung vorgesehene Freifläche zeichnet sich dadurch aus, dass eine direkte Anbindung der zusätzlichen Behandlungsstufe an die vorhandene Ablaufleitung einfach möglich ist.

3.5 Elimination von Mikroschadstoffen

3.5.1 Allgemeines

Mikroschadstoffe und Arzneimittelrückstände werden bereits in den klassischen Verfahrensstufen (mechanische + biologische Abwasserreinigung) einer kommunalen Kläranlage in gewissem Umfang eliminiert. Für unterschiedliche Schadstoffe wurde in Untersuchungen aufgezeigt, dass eine Konzentrationsabnahme entlang eines klassischen kommunalen Reinigungsprozesses (ohne spezielle weitergehende Reinigungsstufen) stattfindet.

Adsorption an die Biomasse (Klärschlamm) und ein biologischer Abbau bestimmter Stoffgruppen beschreiben dabei die beiden wesentlichen Wirkmechanismen zur Reduktion bzw. teilweisen Elimination der Mikroverunreinigungen. Grundsätzlich variiert je nach Substanz die tatsächliche Eliminationsleistung in einem weiten Rahmen von nicht vorhanden bis nahezu vollständig.

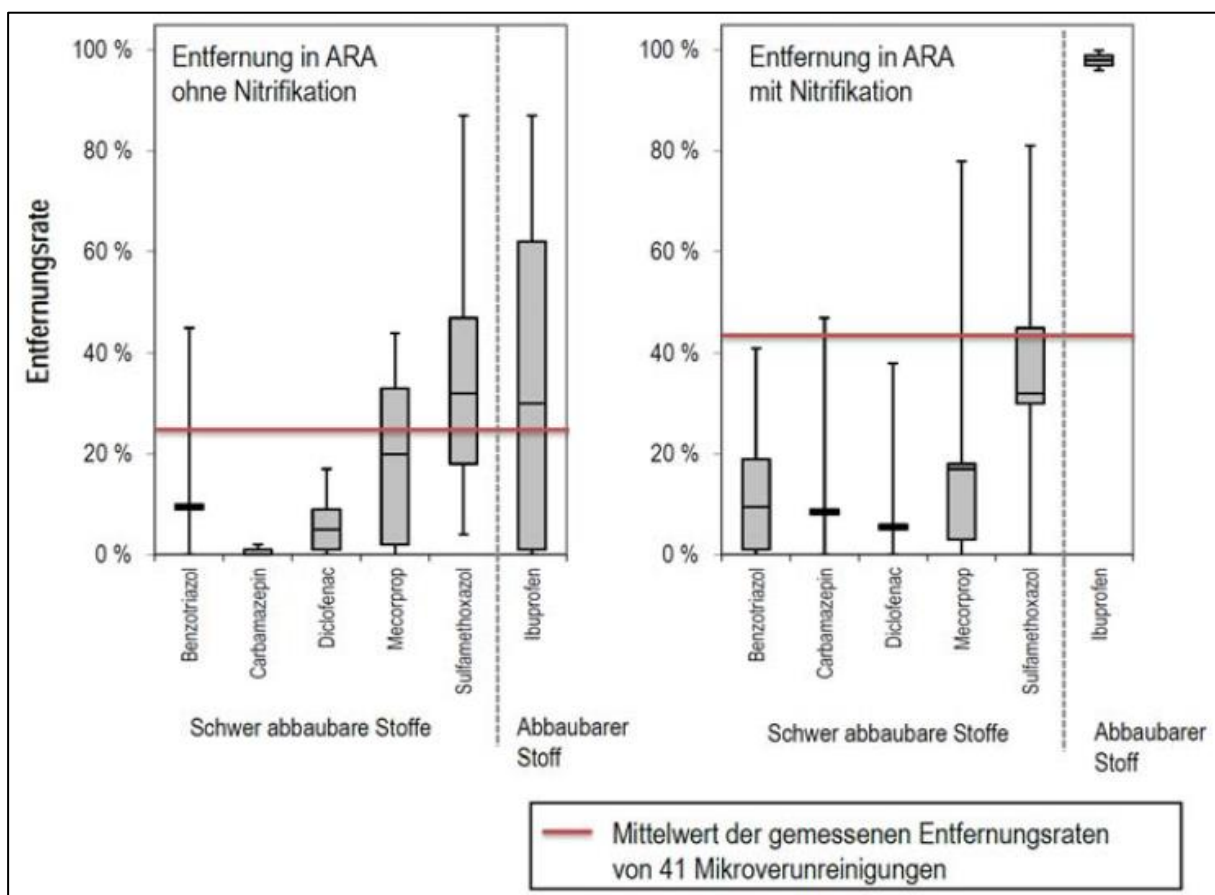


Abbildung 3: Elimination von Mikroverunreinigungen in kommunalen Kläranlagen (aus BAFU, 2012)

Darüber hinaus lassen sich bei Kläranlagen mit unterschiedlichen Reinigungszielen (mit/ ohne Nitrifikation) und unterschiedlichen Schlammaltern in der biologischen Reinigungsstufe (1-4 Tage bzw. 10 Tage) ausbaugradbedingte Unterschiede bezüglich der Eliminationsleistung von Mikroverunreinigungen feststellen (BAFU, 2012).

Daten von Abegglen et al. (2010) zeigen, dass bei 41 gemessenen Substanzen mittlere Eliminationsraten für Abwasserbehandlungsanlagen ohne Nitrifikation bei rd. 20 %, mit Nitrifikation hingegen bei ca. 45 % liegen (vgl. Abbildung 3).

Generell werden Mikroverunreinigungen in kommunalen Kläranlagen mit mechanischer u. biologischer Reinigung aber ohne weitergehende Reinigungsstufen nicht ausreichend reduziert, um gesteigerte Anforderungen an die Elimination von Mikroschadstoffen, wie sie z.B. in Kapitel 3 beschrieben werden, zu erfüllen.

3.5.2 Mögliche Verfahrenstechniken

Zur weitgehenden Elimination von Mikroschadstoffen aus dem Eintragspfad „Ablauf kommunaler Kläranlage“ ist eine Erweiterung der Verfahrenstechnik mechanische und biologische Abwasserreinigung um eine zusätzliche Reinigungsstufe notwendig.

Mit der Adsorption, der Oxidation und in gewissem Umfang der Membranfiltration sind drei Verfahrenstechniken bekannt, deren unterschiedliche Wirkmechanismen für die weitgehende Spurenstoffelimination einsetzbar sind.

Adsorption beschreibt dabei ein physikalisch/ chemisches Trennverfahren bei dem die zu eliminierenden Stoffe an ein hochreaktives Adsorbens (große Adsorptionskräfte aufgrund extrem großer, fein-poröser Oberflächen) im Wesentlichen durch elektrostatische Wechselwirkungen angelagert bzw. gebunden werden. Die Elimination der angelagerten Stoffe aus dem Abwasservolumenstrom erfolgt über die anschließende Entnahme und Weiterbehandlung bzw. Regeneration des beladenen Adsorbens.

Bei der Membranfiltration handelt es sich hingegen um ein rein physikalisches Trennverfahren. Der Einsatz von selektiven, permeablen Membranen zeigt im Bereich der Mikro- bzw. Ultrafiltration, welches die in der Abwasserreinigung gängigen Verfahren der Membranfiltration darstellen, allerdings nur geringe bzw. nicht ausreichende Eliminationsleistungen für Mikroverunreinigungen

wie Arzneimittelrückstände. Aus diesem Grund wird die Membranfiltration der Vollständigkeit halber an dieser Stelle erwähnt, in der Machbarkeitsstudie aber nicht weiter betrachtet.

Die Oxidation, z.B. mittels Ozon, beschreibt einen rein chemischen Reaktionsprozess bei dem eine Reduzierung der Mikroschadstoffe nicht durch eine physikalische Entnahme der Stoffe sondern durch Abbau, Aufspaltung bzw. Umwandlung in entsprechende Reaktionsprodukte erfolgt.

3.5.3 Grundlagen der Aktivkohleadsorption

Wird Aktivkohle zur Elimination von Mikroschadstoffen in der Abwasserreinigung eingesetzt, handelt es sich um ein adsorptives Verfahren, bei dem aus einer fluiden Phase (flüssig o. gasförmig) gelöste Substanzen und Spurenstoffe (Adsorbat) an der Oberfläche von Festkörpern (Adsorbens) gebunden und über diesen Weg aus der Abwassermatrix entfernt werden. Mit der chemischen und physikalischen Sorption werden bei diesen Adsorptionsprozessen grundsätzlich zwei unterschiedliche Bindungsformen unterschieden. Erstere sind in der Regel irreversibel, wohingegen physikalisch basierte Bindungen bzw. elektrostatische Wechselwirkungen (van-der-Waals- u. Coulombkräfte) zwischen Adsorbat und Adsorbens auch rückgelöst werden können.

In Abhängigkeit von der Aktivkohle- bzw. Adsorbens-Dosiermenge stellt sich bei ausreichender Kontaktzeit ein substanzspezifisches Sorptionsgleichgewicht ein. Die Lage dieser Gleichgewichtszustände wird durch Reaktionsisotherme beschrieben, die angeben, wie groß die Beladung des Adsorbens bei einer bestimmten Restkonzentration des Adsorbats in Lösung ist. Zur mathematischen Beschreibung solcher Isothermen wird für wässrige Lösungen oftmals der Ansatz nach Freundlich verwendet, welcher u.a. im DVGW-Merkblatt W 240 beschrieben ist. Maßgebende Parameter und Reaktionskonstanten sind dabei stoffspezifisch und sind in Laborversuchen entsprechend zu ermitteln, gelten nur für die untersuchten Randbedingungen (Abwasserhintergrundmatrix, Aktivkohle-Typ) und sind nicht direkt auf großtechnische Anwendungen zu übertragen. Grundlegende Transportmechanismen, die dem zeitlichen Verlauf eines (Aktivkohle-)Adsorptionsvorgangs zu Grunde liegen sind ebenfalls bei Sontheimer et al. (1985) beschrieben.

Wesentliche Einflussfaktoren für die Wirksamkeit einer Aktivkohle-Adsorption in der Abwasserbehandlung zur Spurenstoffelimination sind neben der Abwasser-Hintergrundmatrix und dem Gehalt an gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen (DOC), Art, Typ und Struktur der verwendeten Aktivkohle,

eine ggf. vorhandene Vorbeladung der Kohle, die gewählte Dosiermenge und Kontaktzeit sowie der ggf. erforderliche Einsatz von Fäll- und/ oder Flockungshilfsmitteln.

Derzeit wird Aktivkohle zur Elimination von Mikroschadstoffen in der Abwasserreinigung in zwei prinzipiell unterschiedlichen Darreichungsformen, nämlich als suspendierte Pulveraktivkohle (PAK) oder als granuliert Aktivkohle (GAK) eingesetzt. Maßgebende Parameter zur Bewertung der Leistungsfähigkeit von Aktivkohleadsorptionsstufen beim Einsatz in der Abwasserreinigung sind:

- bei Verwendung von Pulver-Aktivkohle (PAK) die dosierte Aktivkohlemenge je Abwasservolumen [mg PAK/l Abwasser],
- bei Aktivkohlefiltern das durchgesetzte Bettvolumina BVT [-] als Quotient aus behandeltem Wasservolumen und zugehörigem Filtervolumen sowie der spezifische Durchsatz v_{sp} [$m^3 kg^{-1}$] als Quotient aus behandeltem Wasservolumen und der eingewogenen Aktivkohlemenge.

3.5.4 Einsatz von suspendierter Aktivkohle (PAK)

Der Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen stellt insgesamt eine betriebsstabile Verfahrenstechnik dar, die sich oftmals gut in vorhandenen Anlagenbestand integrieren lässt. Verschiedene Ausführungsvarianten sind hier denkbar. Für eine möglichst effiziente Verwendung von Pulveraktivkohle ist es grundsätzlich vorteilhaft, die Aufenthaltszeit der Aktivkohle von der hydraulischen Aufenthaltszeit zu entkoppeln. Die Separierung der suspendierten Aktivkohle aus dem behandelten Abwasservolumenstrom ist auf unterschiedliche Weise möglich. Wenn dies mittels Sedimentation erfolgt, sind bei Kläranlagen, deren Einzugsgebiet von Mischkanalisation geprägt ist, dabei Auswirkungen von Regenwetter- bzw. Starkniederschlagsereignissen besonders zu berücksichtigen.

Eine Pulveraktivkohlestufe zur weitergehenden Abwasserreinigung besteht im Wesentlichen aus folgenden Anlagenkomponenten:

- **PAK-Lagerung** (Big-Bags oder Silo) **sowie Einmisch- und Dosiersystem.**
- **Kontaktreaktor** zum Eintrag der Pulveraktivkohle in den Abwasserstrom, zur Vermischung und zur Gewährleistung einer ausreichenden Kontaktzeit.

- **PAK-Abtrennung** über Sedimentation, Filtration oder eine Kombination der Verfahren.
- **PAK-Rezirkulation** zur Entkopplung der hydraulischen Aufenthaltszeit des Abwassers von der Aufenthaltszeit der Aktivkohle. Durch die Rezirkulation von abgetrennter Pulveraktivkohle in den Kontaktreaktor findet dort zusätzlich eine entsprechende Aufkonzentrierung statt.

Lagerung und Einsatz von Pulveraktivkohle bedürfen nur geringer sicherheitstechnischer Maßnahmen. Der zusätzliche Aufwand für Elektro- und MSR-Technik ist ebenfalls überschaubar. In der Regel erfolgt die PAK-Dosierung entweder mengenproportional oder bezogen auf die Rest-DOC-Fracht.

3.5.5 Einsatz von granulierter Aktivkohle (GAK)

Auch der Einsatz von granulierter Aktivkohle stellt eine betriebssichere und insbesondere in der Trinkwasseraufbereitung erprobte Verfahrenstechnik dar. Im Vergleich zur Pulveraktivkohle besitzt granulierte Aktivkohle bei reduzierter spezifischer Oberfläche eine deutlich größere Kornstruktur. Granulierte Aktivkohle wird zur Elimination von Mikroschadstoffen in der Regel als Filtermaterial in Raumfiltern (Festbettadsorbern) und somit normalerweise im Nachgang der biologischen Reinigungsstufe verwendet. Sie wird im Reinigungsprozess nicht transportiert und muss nach vollständiger Beladung (Erschöpfung der Adsorptionskapazität) ausgewechselt werden. Verbrauchte Kohle kann regeneriert und anschließend neu eingesetzt werden.

Die Ausführung von GAK-Filtern ist, vergleichbar zu Schnellsandfiltern, vielfältig. Solange die Filtration nicht rückgespült wird, nimmt die Stoffkonzentration im granulierten Aktivkohlebett in Fließrichtung ab. Für eine Bewertung der Wirksamkeit einer GAK-Filtrationsstufe ist entscheidend, dass die sich über das Filterbett einstellenden Konzentrationsprofile stoffspezifisch sind.

Bei rückgespülten Filtern wird die granulierte Aktivkohle am Ende eines jeden Spülvorgangs neu eingeschichtet, sodass sich die GAK-Beladung mehr oder weniger gleichmäßig über die Filtration verteilt.

Für die Bewertung der Effizienz einer GAK-Filtration und insbesondere hinsichtlich der entstehenden Betriebskosten für die erforderliche Menge an granulierter Aktivkohle ist die Filterstandzeit entscheidend. Hierbei ist allerdings zu beachten, dass die absolute Filterlaufzeit hier eine ungeeignete Kenngröße darstellt, da sie von der anlagenspezifischen Ausgestaltung der Filtration (Filterbettvolumen, Abwasserdurchfluss, etc.) abhängt. Tatsächlich ist ent-

scheidend, wieviel Abwasser pro Filtervolumen und somit mit welcher Menge Aktivkohle behandelt werden kann (BAFU, 2012).

3.5.6 Grundlagen der Ozonung

Ozon besteht aus drei Sauerstoffatomen und ist ein technisch herstellbares, sehr reaktives Gas. Es wirkt auf eine breite Palette von chemischen Verbindungen als starkes Oxidationsmittel. Bei einer Ozonung kommt es folglich nicht zu einer Entnahme oder einem Rückhalt von Mikroverunreinigung, sondern zu einer Zerstörung bzw. zur Umwandlung und Inaktivierung von Mikroschadstoffen durch eine oxidative Reaktion. Hier werden mit der „direkten“ und der „indirekten Oxidation“ grundsätzlich zwei verschiedene Wirkmechanismen der Ozonung unterschieden.

Ozon reagiert im Wasser direkt mit einer Vielzahl von chemischen Verbindungen (anorganische u. organische), weshalb viele Substanzen sehr schnell von Ozon oxidiert o. aufgebrochen werden. Direkte Ozonreaktionen sind allerdings sehr selektiv, bevorzugt werden dabei bestimmte chemische Bindungen (wie C=C-Doppelbindungen, phenolische Verbindungen oder Aminogruppen) angegriffen. Andere Substanzen sind gegenüber Ozon und den Wirkmechanismus einer direkten Oxidation deutlich persistenter (BAFU, 2012).

Die indirekte Oxidation beschreibt eine starke, sehr schnell und eher unspezifisch wirkende oxidative Reaktion von Hydroxyl-Radikalen (OH^{\cdot}) mit verschiedensten Substanzen, die substanzial zur Elimination von Mikroverunreinigungen beiträgt. Diese Hydroxyl-Radikale (OH^{\cdot}) entstehen beim Zerfall von Ozon im Wasser in Anwesenheit von organischem Kohlenstoff und Hydroxid-Ionen (OH^{-}). Die Effizienz der indirekten Oxidation mittels Hydroxyl-Radikale (OH^{\cdot}) im Hinblick auf die Elimination von speziellen Spurenstoffen bzw. Mikroverunreinigungen wird allerdings aufgrund der indifferenten Reaktion durch Reaktionen mit „harmlosem“, organischen Hintergrundmaterial deutlich vermindert (BAFU, 2012).

Grundsätzlich lässt sich mit einer Ozonung für ein breites Stoffspektrum bzw. eine Vielzahl von Mikroverunreinigungen eine weitgehende Reduktion aus dem kommunalen Abwasser erzielen. Die tatsächliche Wirksamkeit der Ozonung ist dabei einerseits substanzspezifisch, hängt darüber hinaus aber auch wesentlich von der Ozon- bzw. OH-Radikal-Exposition ab. Entscheidend hierbei ist, wie lange (Reaktionszeit) eine zu reduzierende Mikroverunreinigung in

welcher Konzentration diesem Oxidationsmitteln (Ozon, OH-Radikale) ausgesetzt ist.

Zur Desinfektion und zur Elimination bzw. Oxidation von organischen Restverschmutzungen stellt die Ozonung in der Trink- und Badewasseraufbereitung sowie in der Industrieabwasserbehandlung ein seit Jahrzehnten bewährtes Verfahren dar.

Beim Einsatz einer Ozonung zur Elimination von Mikroverunreinigung auf kommunalen Kläranlage ist allerdings besonders zu beachten, dass sich in dieser Prozessstufe reaktiver Umwandlungsprodukte bilden, die nicht alle vollständig bekannt, in der Regel aber unkritischer als die Ausgangsverunreinigungen sind. Die Notwendigkeit einer biologischen Nachbehandlung ist je nach Anwendungsfall zu prüfen; eine solche Stufe wird aber nach derzeitigem, wissenschaftlichem Kenntnisstand in der Regel als zusätzliche Barriere empfohlen. Bei stark bromidhaltigem Abwasser stellt die Ozonung kein geeignetes Verfahren zur Reduktion von Mikroverunreinigungen dar. Durch den Oxidationsprozess können kanzerogene Bromate gebildet werden. Aus der Trinkwasserverordnung ist hier mit einer Konzentration von 0,01 mg/l ein Grenzwert und somit eine entsprechende Randbedingung für den Einsatz einer Ozonung definiert (BAFU, 2012).

3.5.7 Einsatz von Ozonung

Der Einsatz von Ozon stellt grundsätzlich eine geeignete Verfahrenstechnik dar, um eine Vielzahl von persistenten Stoffen und Mikroverunreinigungen aus dem Abwasser zu entfernen.

Wirksamkeit und Effizienz dieser Verfahrenstechnik sind im Wesentlichen stoffspezifisch. Der vorherrschende pH-Wert und die Hintergrundkonzentration an gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen (DOC) bilden wichtige, zusätzliche Einflussfaktoren, die in jedem Anwendungsfall anlagenspezifisch bewertet werden müssen.

Ozon als Gas wird in der Regel je nach Bedarf vor Ort technisch aus Reinsauerstoff oder getrockneter Luft hergestellt, da es bei hohen Konzentrationen und hohem Druck explosiv ist und nicht, in Druckflaschen abgefüllt, gelagert werden kann. Es ist zu beachten, dass die Erzeugung von Ozon mittels elektrischer Entladung über ein entsprechendes elektrisches Feld ein sehr energieintensiver technischer Prozess ist. Folgende Komponenten bilden das

grundsätzliche Gerüst einer Ozonung zur Elimination vom Arzneimittelrückständen bzw. Mikroverunreinigungen aus dem Abwasser:

- **Sauerstofftank, Verdampfungsstation inkl. Druckreduktion und Ozongenerator** zur Erzeugung von Ozon aus Sauerstoff mittels elektrischer Entladung.
- **Ozoneintragssystem** und gasdicht ausgeführter **Ozonungsreaktor** inkl. zugehöriger **MSR-Technik** zum bedarfsgenauen Eintrag von Ozon in den Abwasserstrom, zur Vermischung und zur Gewährleistung einer ausreichenden Kontaktzeit.
- **Ablufffassung** im Kopfbereich des Ozonungsreaktors und **Restozonvernichtung** zur Vermeidung eines Austrags von nicht verbrauchtem Ozon in die Umgebungsluft. Ein Gesundheitsrisiko für das Betriebspersonal – Ozon ist ein stark Reizendes Gas – ist durch entsprechende Schutzmaßnahmen und Sicherheitsmaßnahmen zu minimieren.
- **Biologische Nachbehandlungsstufe.**

3.5.8 Wirksamkeit der unterschiedlichen Verfahrenstechniken

Wie voranstehend beschrieben, ist sowohl die Wirksamkeit einer Aktivkohle-adsorption als auch die einer Ozonung bezüglich der Elimination von Mikroschadstoffen stoffspezifisch. In nachstehender Tabelle 6 sind den unterschiedlichen Verfahrenstechniken für einzelne Leitsubstanzen bekannte Eliminationsleistungen zugeordnet.

Tabelle 6: Stoffspezifische Wirksamkeit/ Eliminationsleistung der untersuchten Verfahrenstechniken bezogen auf ausgewählte Leitsubstanzen

Leitsubstanz	Einheit	Messwert	Elimination		
			PAK	GAK	Ozonung
Clarithromycin	ng/l	260	+ bis ++ ⁽²⁾	k. A.	++ ⁽⁶⁾
Sulfamethoxazol	ng/l	860	+ ⁽⁶⁾	0	
Diclofenac	ng/l	1.800	+ bis ++ ⁽¹⁾	++ ⁽¹⁾	++ ⁽¹⁾
Naproxen	ng/l	160	++ ⁽⁶⁾		
Phenazon	ng/l	160	++ ⁽⁶⁾		
Metoprolol	ng/l	3.100	++ ⁽¹⁾	+ ⁽⁶⁾	+ bis ++ ⁽¹⁾
Sotalol	ng/l	640	+ ⁽⁶⁾	k. A.	++ ⁽⁴⁾
Bezafibrat	ng/l	90	++ ⁽⁶⁾		
Carbamazepin	ng/l	610	+ ⁽⁶⁾	+ ⁽⁶⁾	
Amidotrizoesäure	ng/l	1.800	0 ⁽³⁾	- bis +	_ ⁽³⁾
Iomeprol	ng/l	3.700	+	0	0
Iopamidol	ng/l	2.100	0 bis + ⁽³⁾	0	0
Iopromid	ng/l	< 50	0 bis + ⁽²⁾	0	0 ⁽²⁾
Benzotriazol	ng/l	150	+ bis ++ ⁽¹⁾	+ ⁽⁶⁾	+ ⁽¹⁾

generalisierte Eliminationsleistung: - : < 10%; 0 : 10 bis 50%; +: 50 bis 90%; ++: > 90%

- (1) Abschlussbericht ENVELO: Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2011
- (2) Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser: Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen, Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt
- (3) Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben im Bereich Abwasser zum Themenschwerpunkt Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren
- (4) Abschlussbericht: Einsatz und Wirkungsweise oxydativer Verfahren zur Nachbehandlung von Abwasser aus kommunalen Kläranlagen
- (5) Abschlussbericht: Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren
- (6) Tagungsband 32. Bochumer Workshop: Mikroschadstoffe und Krankheitserreger aus Abwasser entfernen

4 Planungs- und Bemessungsgrundlagen

4.1 Planungsgrundlagen

Zur Erstellung der Machbarkeitsstudie stehen aqua consult u.a. nachfolgende Planungsgrundlagen über die Kläranlage Oelde zur Verfügung:

- Betriebsdaten,
- Bestandsunterlagen wie Verfahrensfliessbilder, Lagepläne, Bauwerkspläne etc. und
- Erlaubnisbescheide der Bezirksregierung Münster.

Die Machbarkeitsstudie zur Elimination von Mikroverunreinigungen wurde auf Basis dieser Unterlagen und unter Berücksichtigung der aktuellen, vor Ort herrschenden Randbedingungen für die Kläranlage Oelde erstellt.

4.2 Hydraulische Bemessungsgrößen

Zur Ermittlung der Bemessungswassermenge für die weitergehende Reinigungsstufe wurden sowohl die Tagesablaufwassermengen als auch Stundenmittelwerte aus Viertelstundenwerten der Ablaufwassermengen für die Jahre 2012 und 2013 ausgewertet. Entsprechende Ganglinien und die zugehörige Summenhäufigkeitsverteilungen zeigen die nachstehenden Abbildung 4 bis Abbildung 6.

Die mittlere Jahresablaufwassermenge (2012/2013) betrug auf der Kläranlage Oelde rd. 3.3 Mio. m³/a. Die mittlere Tagesablaufwassermenge liegt für diesen Zeitraum bei 9.163 m³/d bzw. 106 l/s. Die maximale stündliche Ablaufwassermenge (Mittelwert über 0,25 Stunden) beträgt 1.330 m³/h bzw. 369 l/s, der 85 %-Wert der stündlichen Ablaufwassermenge (Mittelwert über 0,25 Stunden) liegt bei 672 m³/h bzw. 104 l/s.

Die Kläranlage Oelde ist hydraulisch für einen maximalen stündlichen Mischwasserzufluss von 1.500 m³/h ($2 \cdot Q_t$) ausgelegt. Der rechnerische Trockenwetterzufluss (Q_t) beträgt auf der Kläranlage Oelde 750 m³/h (rd. 208 l/s).

Der tatsächliche Trockenwetterzufluss ist in der Betriebsdatenauswertung für den Betrachtungszeitraum bestimmt worden. Hierzu wurden die Abwasserzuflussmengen an Trockenwettertage (2 mm Niederschlag + 1 Tag Nachlauf)

statistisch ausgewertet, siehe Abbildung 7. Anhand der Betriebsdaten ergibt sich ein Trockenwetterzufluss von rd. 467 m³/d (95 %-Wert an Trockenwettertagen), also rd. 130 l/s.

Um die Dimensionierung der zur Elimination von Mikroschadstoffen zusätzlich zu errichtenden Behandlungsstufen und die damit einhergehenden erforderlichen Investitionen und entstehenden Betriebskosten in einem angemessenen Rahmen zu halten, ist es sinnvoll, diese Verfahrensstufen als Teilstrombehandlungsanlagen vorzusehen und nicht für den maximalen hydraulischen Spitzenvolumenstrom auszulegen.

Im Rahmen der Machbarkeitsstudie werden die weiterführenden Behandlungsstufen zur Elimination von Mikroschadstoffen deswegen überschlägig auf eine maximale Wassermenge von 650 m³/h, d.h. rd. 181 l/s bemessen. Die gewählte Wassermenge ist kleiner als der Trockenwetterzufluss laut Genehmigungsentwurf allerdings höher als der aus den Betriebsdaten ermittelte, vorhandene Trockenwetterzufluss zur Kläranlage (Definition Trockenwettertag siehe oben). Auf Basis der aktuellen Betriebsdatenauswertung lassen sich mit diesem Ansatz etwa 85 % sowohl der aufgezeichneten stündlichen Abwassermengen als auch der täglich auf der Kläranlage gemessenen Ablaufwassermengen erfassen.

Unter Berücksichtigung einer solchen Teilstrombehandlung von rd. 85 % der Jahresablaufwassermenge (rd. 3,34 Mio. m³/a) ergibt sich ein mittlerer Zufluss zur weiterführenden Behandlungsstufe zu ca. 382 m³/h.

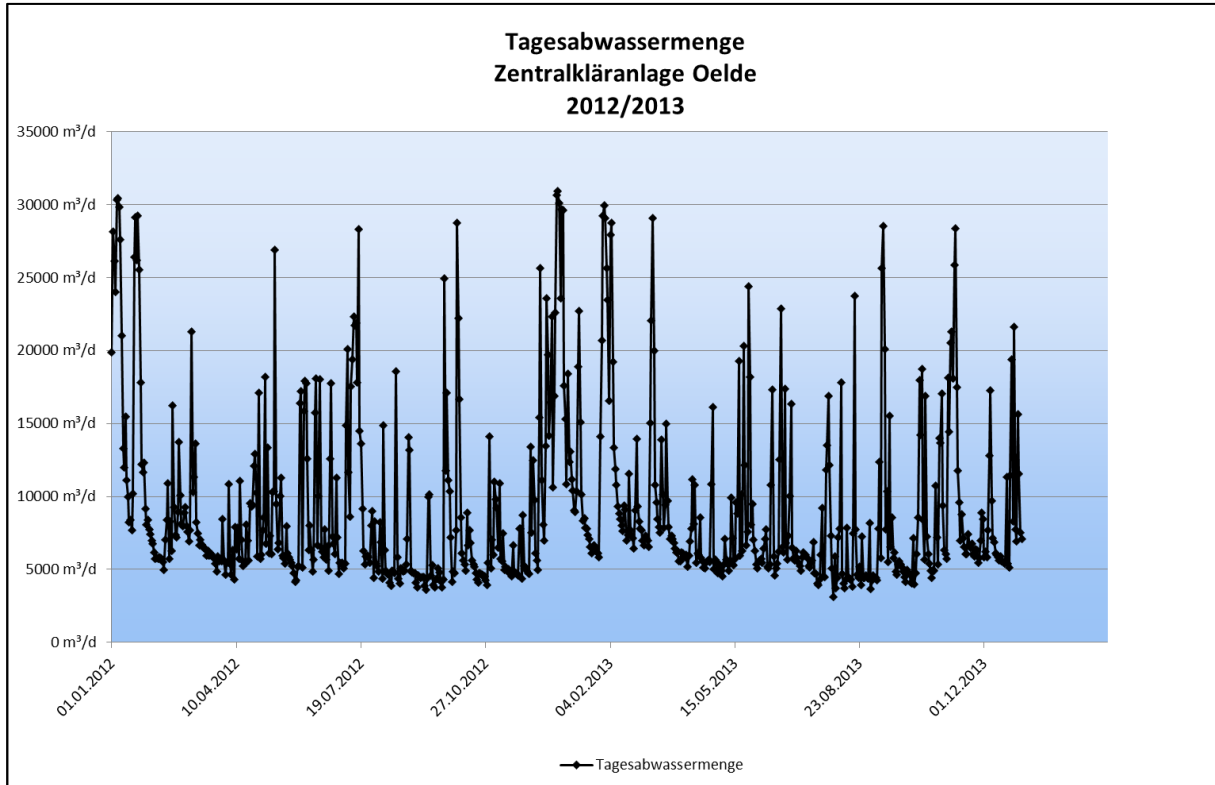


Abbildung 4: Tagesablaufwassermenge der Kläranlage Oelde in 2012/2013

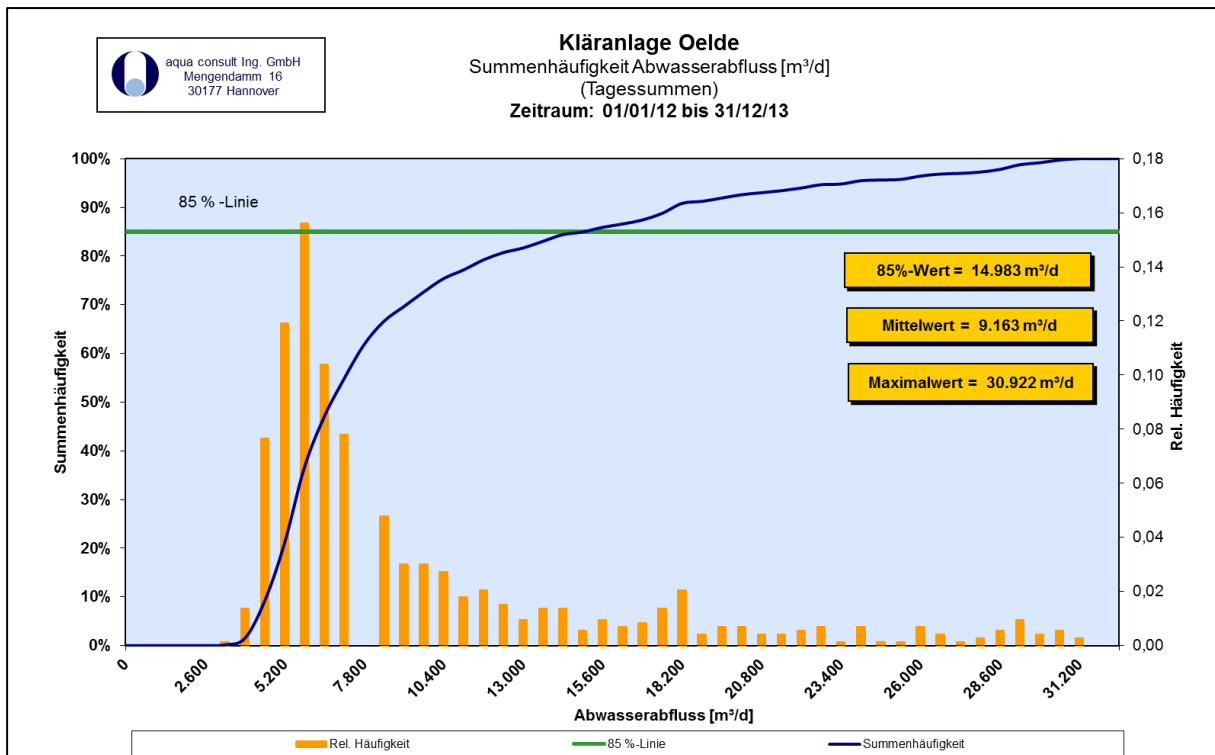


Abbildung 5: Häufigkeitsverteilung der Tagesablaufwassermenge der Kläranlage Oelde für den Zeitraum 01/2012-12/2013

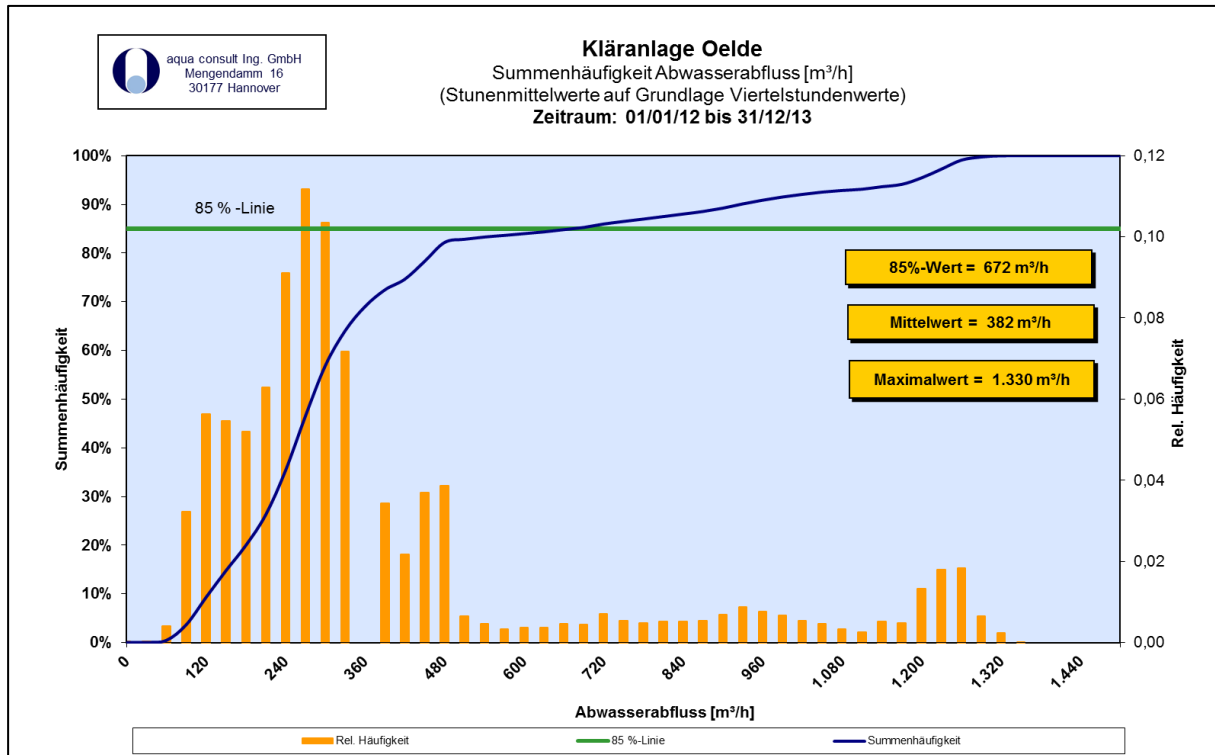


Abbildung 6: Häufigkeitsverteilung der stündlichen Ablaufwassermengen der Kläranlage Oelde für den Zeitraum 01/2012-12/2013

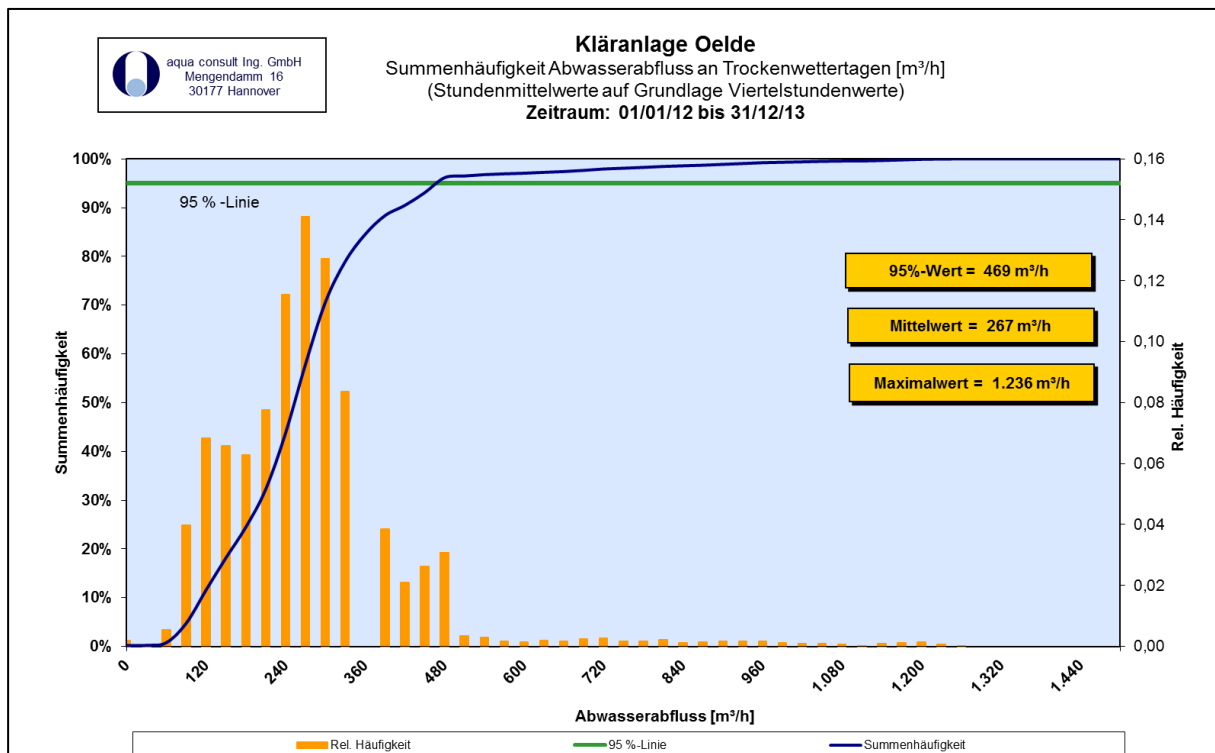


Abbildung 7: Häufigkeitsverteilung der stündlichen Ablaufwassermengen an Trockenwettertagen der Kläranlage Oelde für den Zeitraum 01/2012-12/2013

5 Planungskonzepte zur Elimination von Mikroschadstoffen

Unter Berücksichtigung der örtlichen Randbedingungen werden im Rahmen dieser Studie für die Kläranlage Oelde folgende Lösungsansätze zur Elimination von Mikroschadstoffen untersucht:

- Variante 1: Einsatz von Pulveraktivkohle (PAK-Adsorption) im Teilstrom: Neubau von Kontakt- u. Absetzbecken + Neubau eines PAK-Silos + Neubau einer nachgeschalteten Filtration
- Variante 2 : Einsatz von Ozon (Oxidation) im Teilstrom: Neubau einer Ozonung (Kontaktreaktor, Ozonerzeugung, Sauerstofflagertank, etc.) + optionaler Neubau einer vorgeschalteten Filtration
- Variante 3: Einsatz von granulierter Aktivkohle (GAK-Adsorption) im Teilstrom in einer nachgeschalteten Filtrationsstufe: Neubau einer GAK-Filtration und optional einer vorgeschalteten Filtration

Die drei unterschiedlichen Lösungsansätze werden nachfolgend verfahrenstechnisch beschrieben. Die einzelnen Konzepte sind jeweils in Verfahrensschemata und auf Auszügen des Lageplans dargestellt.

Eine überschlägige abwassertechnische Bemessung der untersuchten Varianten wurde durchgeführt und findet sich jeweils im Anhang der Konzeptstudie.

5.1 Technische Beschreibung der untersuchten Varianten

5.1.1 Variante 1: PAK-Adsorption im Teilstrom

In Variante 1 wird ein Teilstrom des biologisch gereinigten Abwassers (Klarwasserablauf der Nachklärbecken) entnommen und in einer nachgeschalteten Behandlungsstufe unter Zugabe von Pulveraktivkohle (PAK) weitergehend gereinigt.

Hydraulisch ist diese PAK-Teilstrombehandlung für einen maximalen Volumenstrom von rd. 650 m³/h ausgelegt.

Die Zugabe der Pulveraktivkohle erfolgt in ein vorgeschaltetes Kontaktbecken, das als Absorptionsstufe dient. Die erforderliche Abtrennung des Pulveraktivkohleschlammes findet in einem nachfolgendem Absetzbecken statt.

schaltete Absetzbecken wird als längsdurchströmtes Absetzbecken (zwei-straßig) vorgeschlagen. Der abgesetzte Pulveraktivkohleschlamm wird mit Hilfe der Räumerrücken in die vorne angeordneten Schlammtrichter gefördert und dort abgezogen.

Die Zugabe der Pulveraktivkohle erfolgt kontinuierlich in den Zulauf des Kontaktbeckens. Die PAK-Dosiermenge liegt in vergleichbaren Anwendungen bei etwa 5-20 mg/l. Da der TOC-Mittelwert bei rd. 11 mg/l liegt wird eine geringe DOC-Konzentration im Ablauf der Kläranlage Oelde angenommen. In dieser Studie wird daher im ersten Ansatz für den Betrieb eine mittlere Dosiermenge von rd. 9 mg PAK/l angesetzt. Die Pulveraktivkohle wird hierfür in einem Lagersilo auf der Kläranlage vorgehalten.

PAK-Lagersilo, PAK-Dosierstation und die zusätzlich erforderliche Fäll- u. Flockungsmitteldosierstation sollen zugänglich auf einer Freifläche nördlich der Dephosphatisierungsbecken aufgestellt werden.

Die hydraulische Mindestaufenthaltszeit im Kontaktbecken wird mit rd. 30 min angesetzt. Das daraus resultierende erforderliche Beckenvolumen beträgt etwa 325 m³. Gewählt wird ein Beckenvolumen von rd. 350 m³. Um eine ausreichende Durchmischung innerhalb des Kontaktbeckens sicherzustellen wird das Kontaktbecken mit einem Rührwerk ausgerüstet.

Für den Absetzvorgang der Pulveraktivkohle steht das längsdurchströmte Absetzbecken mit einer Oberfläche von rd. 380 m² zur Verfügung. Das Beckenvolumen ergibt sich zu rd. 1.520 m³ (Beckentiefe 4,0 m). Bei einem maximalen Zufluss von 650 m³/h beträgt die zugehörige Oberflächenbeschickung in etwa 1,7 m/h; die sich im Absetzbecken einstellende hydraulische Aufenthaltszeit liegt bei rd. 2,3 h.

Um die Kontaktzeit von der hydraulischen Aufenthaltszeit zu entkoppeln und um diese noch zu verlängern, ist eine PAK-Schlammrückführung aus dem Absetztrichter in den Kontaktreaktor von bis zu 70 % vorgesehen.

Aufgrund der bisherigen Schlammverwertung (Verbrennung) kann der überschüssige PAK-Schlamm abgezogen und der vorhandenen Schlammentwässerung zugeführt werden.

Die nachgeschaltete Filtrationsstufe dient der Entnahme von mit Mikroschadstoffen beladenen, nicht abgesetzten Feinstanteilen an Pulveraktivkohle. Als effizientes Filtrationsverfahren wird hier der Einsatz einer Tuchfiltration vorge-

sehen. Da Variante 1 eine klassische Teilstrombehandlung beschreibt, erfolgt die Auslegung der Filtrationsstufe hier auch nur auf einen Volumenstrom von rd. 650 m³/h.

Nachstehend sind die wichtigsten Bemessungsdaten und wesentliche Ergebnisse der abwassertechnischen Vorbemessung für Variante 1 aufgeführt.

Tabelle 7: Variante 1 (PAK) – Kurzdarstellung, abwassertechnische Vorbemessung

Bemessungsparameter	Einheit	Wert
Bemessungswassermenge (maximaler Teilstrom)	[m ³ /h]	650
jährliche Teilstromwassermenge	[m ³ /a]	2.836.735
mittlere Teilstromwassermenge	[m ³ /h]	324
Kontaktzeit PAK-Kontaktreaktor	[min]	30
min. Aufenthaltszeit Absetzbecken	[h]	> 2
min. Oberflächenbeschickung Absetzbecken	[m/h]	< 2
zul. Filtergeschwindigkeit	[m/h]	10
zul. Feststoffoberflächenbelastung (Filter)	[kg/m ² h]	0,2
Vorbemessung Anlagenteile, Variante 1		
erf. Volumen Kontaktbecken	[m ³]	rd. 325
erf. Volumen Absetzbecken	[m ³]	rd. 1.300
erf. Oberfläche Absetzbecken	[m ²]	rd. 325
gew. Volumen PAK-Silo	[m ³]	rd. 100
gew. Filteroberfläche	[m ²]	90

Auf Basis der Vorbemessung wurde die hier vorgestellte Variante einer Pulveraktivkohle-Adsorption im Teilstrom konzeptionell in den Anlagenbestand der Kläranlage Oelde integriert. Eine entsprechende Darstellung in einem Bestands-Lageplan findet sich ebenfalls in der Anlage der Machbarkeitsstudie.

5.1.2 Variante 2: Ozonung im Teilstrom

In Variante 2 wird zur Elimination von Mikroschadstoffen ein Teilstrom des biologisch gereinigten Abwassers mittels Ozonung weitergehend behandelt, wobei wesentliche Arzneimittelrückstände, endokrine Substanzen und persistente Spurenstoffe oxidiert und somit effektiv entfernt bzw. umgewandelt werden.

Zur Ozonerzeugung, nach dem Prinzip der stillen elektrischen Entladung, ist hier eine Kompaktanlage in Containerbauweise vorgesehen. In einem ersten Ansatz wird in Variante 2 davon ausgegangen, dass die für die Ozonerzeugung erforderliche Sauerstoffmenge in Form von Flüssigsauerstoff auf der Kläranlage Oelde vorgehalten wird.

Für die hier beschriebene Ozonung wird im Rahmen der Machbarkeitsstudie davon ausgegangen, dass der Ozoneintrag direkt über Diffusoren in einen Kontaktreaktor erfolgt. Dieser wird zweistraßig als Schlaufenreaktor ausgelegt. Für die hydraulische Auslegung des Schlaufenreaktors wird hierbei analog zur Variante 1 ein zu behandelnder Teilstrom von 650 m³/h angesetzt.

Für den effizienten Betrieb einer Ozonung zur Elimination von Mikroverunreinigungen ist eine möglichst geringe organische Restverschmutzung (sowohl gelöst als auch in Feststoffpartikeln) erstrebenswert. Die dem Verfahren zugehörigen Betriebskosten lassen sich an dieser Stelle langfristig beeinflussen und optimieren. Aus diesem Grund wird der zu ozonierende Teilstrom vorab über eine Tuchfiltration gereinigt.

Grundsätzlich ist bei einer Ozonierung zu beachten, dass sich bei der Oxidation von Mikroverunreinigungen Transformationsprodukte ergeben können, die eine biologische Nachbehandlung (z.B. in einer Filtration mit biologisch aktiver Schmutzdecke, in einem Schönungsteich oder in einem Schwebebettreaktor) erforderlich machen. Im Rahmen der Machbarkeitsstudie wurde zum Umgang mit dieser Problematik das Lösungskonzept mittels Schwebebettreaktor verfolgt. Hierbei wird dem Ozonreaktor, vergleichbar zu dem auf der KA Duisburg-Vierlinden umgesetzten Reinigungskonzept, ein Schwebebettreaktor nachgeschaltet. Die biologische Nachbehandlung erfolgt in dieser Variante über einen Biofilm, der sich mit der Zeit auf den Aufwuchskörpern des Schwebebetts bildet.

Eine schematische Darstellung der wesentlichen Komponenten dieser Variante gibt nachstehende Abbildung 9.

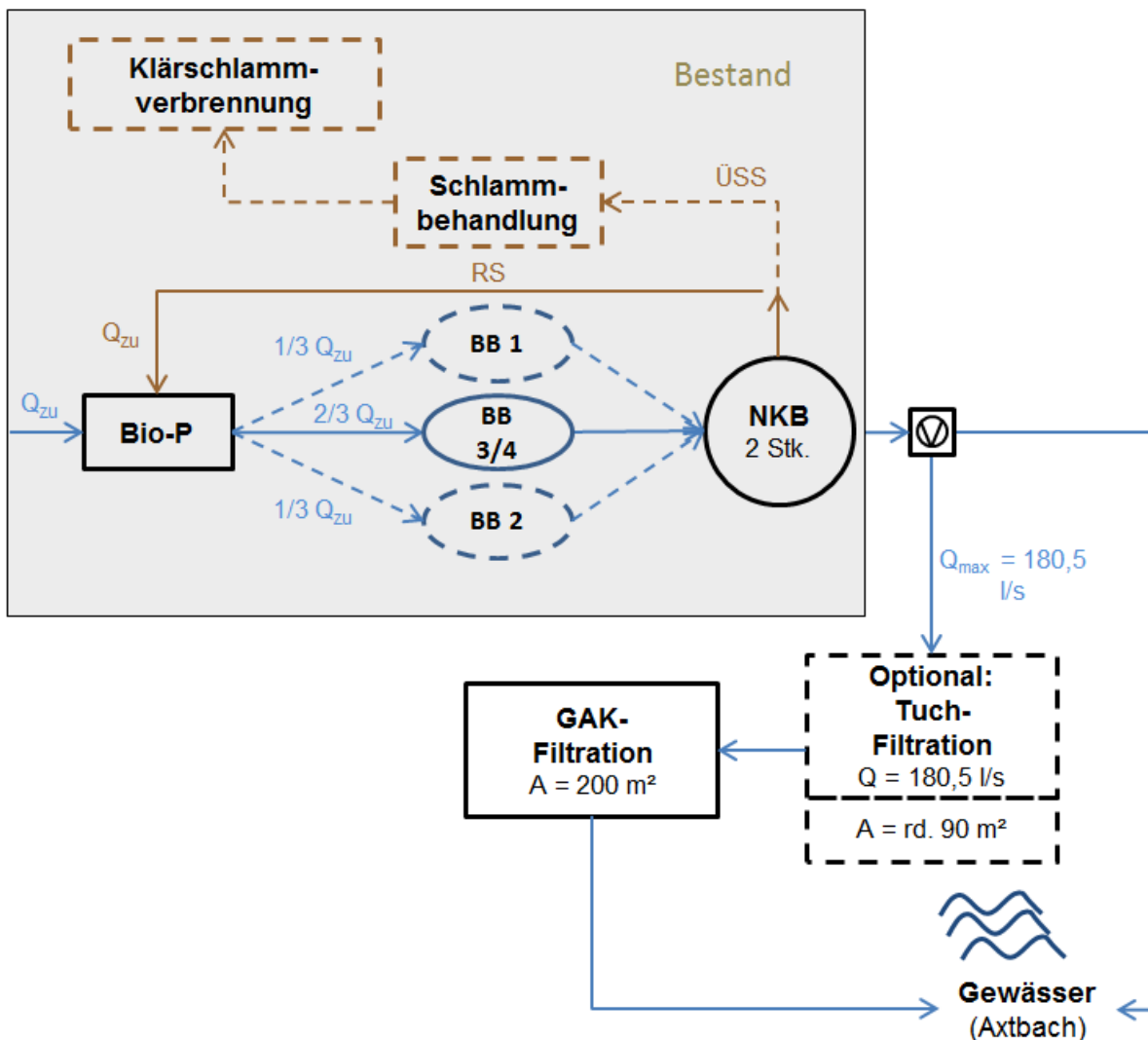


Abbildung 9: Schematische Darstellung von Variante 2 (Ozonung im Teilstrom)

Eine überschlägige abwassertechnische Bemessung für die Ozonung befindet sich ebenfalls im Anhang der Machbarkeitsstudie.

Die Auslegung der vorgeschalteten Tuchfiltration erfolgt analog zur Variante 1 über die zulässige Filtergeschwindigkeit bzw. die zulässige Feststoffoberflächenbeschickung.

Die Auslegung der Ozonerzeugung erfolgt überschlägig mit einer angesetzten Dosiermenge von rd. $6 \text{ mg O}_3/\text{l}$. Bei einer angesetzten DOC-Konzentration von 10 mg/l im Ablauf der Nachklärung (TOC-Mittelwert bei 11 mg/l) lässt sich hiermit eine spezifische Ozondosiermenge von rd. $0,6 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ in den zu behandelnden Wasserstrom eintragen. Bei einer Bemessungswassermenge von $650 \text{ m}^3/\text{h}$ ergibt sich somit eine erforderliche, maximale Dosiermenge von rd. $3,9 \text{ kg O}_3/\text{h}$. Im Jahresmittel wird mit einer Dosiermenge von rd.

1,9 kg O₃/h bzw. etwa 17.000 kg O₃/a gerechnet. Da für die Herstellung von 1 kg Ozon in etwa die 10-fache Menge an Sauerstoff erforderlich ist, wird in Variante 2 zur Auslegung der Ozonung ein Spitzenverbrauch von rd. 30 kg/h Sauerstoff berücksichtigt.

Es wird vorgesehen, den Ozon-Kontaktreaktor zweistraßig auszuführen. Für die Bemessungswassermenge kann mit dem gewählten Reaktorvolumen sowohl eine ausreichend große Kontaktzeit (> 20 min) als auch eine entsprechende Ausgasungszeit (> 10 min) eingehalten werden. Aus der Bemessung ergibt sich ein Gesamtvolumen von 217 m³. Gewählt wurde ein Volumen von rd. 240 m³. Der Kontaktreaktor wird in geschlossener, gasdichter Bauweise ausgeführt, um einen Austrag von Restozon in die Atmosphäre zu verhindern. Innerhalb des Kontaktreaktors wird das sich oberhalb der Wasserphase befindende Luftvolumen gefasst, auf die vorhandene Ozonkonzentration überprüft und einem Restozonvernichter zugeführt.

Um den im täglichen Betrieb erforderlichen Ozoneintrag abschätzen und die tatsächliche Dosiermenge anpassen bzw. optimieren zu können, sind für den Zulauf der Ozonung eine kontinuierliche DOC-Messung (SAK-Sonde) und eine Mengemessung vorgesehen.

Tabelle 8: Variante 2 (Ozonung) – Kurzdarstellung, abwassertechnische Vorbemessung

Bemessungsparameter	Einheit	Wert
Bemessungswassermenge (maximaler Teilstrom)	[m ³ /h]	650
jährliche Teilstromwassermenge	[m ³ /a]	2.836.735
mittlere Teilstromwassermenge	[m ³ /h]	324
angesetzte Kontaktzeit (Ozon)	[min]	20
Angesetzte Kontaktzeit (Ausgasung)	[min]	10
zul. Filtergeschwindigkeit	[m/h]	10
zul. Feststoffoberflächenbelastung (Filter)	[kg/m ² h]	0,2
Vorbemessung Anlagenteile, Variante 2		
gew. Volumen Kontakreaktor	[m ³]	rd. 240
gew. Volumen Ausgasungsreaktor	[m ³]	rd. 120
mittlere Ozon-Dosiermenge	[kg/h]	rd. 1,9
Mittlerer Sauerstoffbedarf	[kg/h]	rd. 19
gew. Filteroberfläche (Tuchfilter)	[m ²]	90

Auf Basis der Vorbemessung wurde die hier vorgestellte Variante einer Ozonung im Teilstrom konzeptionell in den Anlagenbestand der Kläranlage Oelde integriert. Eine entsprechende Darstellung in einem Bestands-Lageplan findet sich ebenfalls in der Anlage der Machbarkeitsstudie.

5.1.3 Variante 3: GAK-Adsorption im Teilstrom

Zur weitergehenden Abwasserbehandlung wird in Variante 3 granuliert Aktivkohle eingesetzt. Analog zur Variante 1 erfolgt die Elimination von Arzneimittelrückständen, endokrinen Substanzen und persistenten Spurenstoffen über einen Adsorptionsschritt. In Variante 3 wird ebenfalls ein Teilstrom des biologisch gereinigten Abwassers behandelt und über eine neu konzipierte, mit granulierter Aktivkohle gefüllte Filtrationsstufe geleitet. In dieser Filterstufe bildet die granuliert Aktivkohle das Filterbett. Somit steht konstant eine definierte Menge an Aktivkohle für den Reinigungsschritt zur Verfügung. Ein kontinuierliche Dosierung von Aktivkohle in den Abwasserstrom, das Vorhalten von Aktivkohle auf der Kläranlage oder der Transport von Kohle im Reinigungsprozess sind in dieser Variante nicht erforderlich.

Hydraulisch ist diese GAK-Teilstrombehandlung für einen maximalen Volumenstrom von rd. 650 m³/h ausgelegt.

Mit steigender Filterstandzeit, d.h. mit wachsender Menge behandeltem Abwasser kommt es zu einer zunehmenden Beladung der granulierten Aktivkohle. In der Regel bilden sich über die Höhe des Filterbetts in Fließrichtung stoffspezifische Konzentrationsverläufe heraus, solange die Filtration nicht rückgespült bzw. wie beim DynaCarbon-System kontinuierlich durchmischt wird. Bei vollständiger Beladung ist das gesamte Aktivkohle-Filterbett auszutauschen. Verbrauchte Kohle kann regeneriert und anschließend neu eingesetzt werden.

Eine schematische Darstellung der wesentlichen Komponenten dieser Variante gibt nachstehende Abbildung 10.

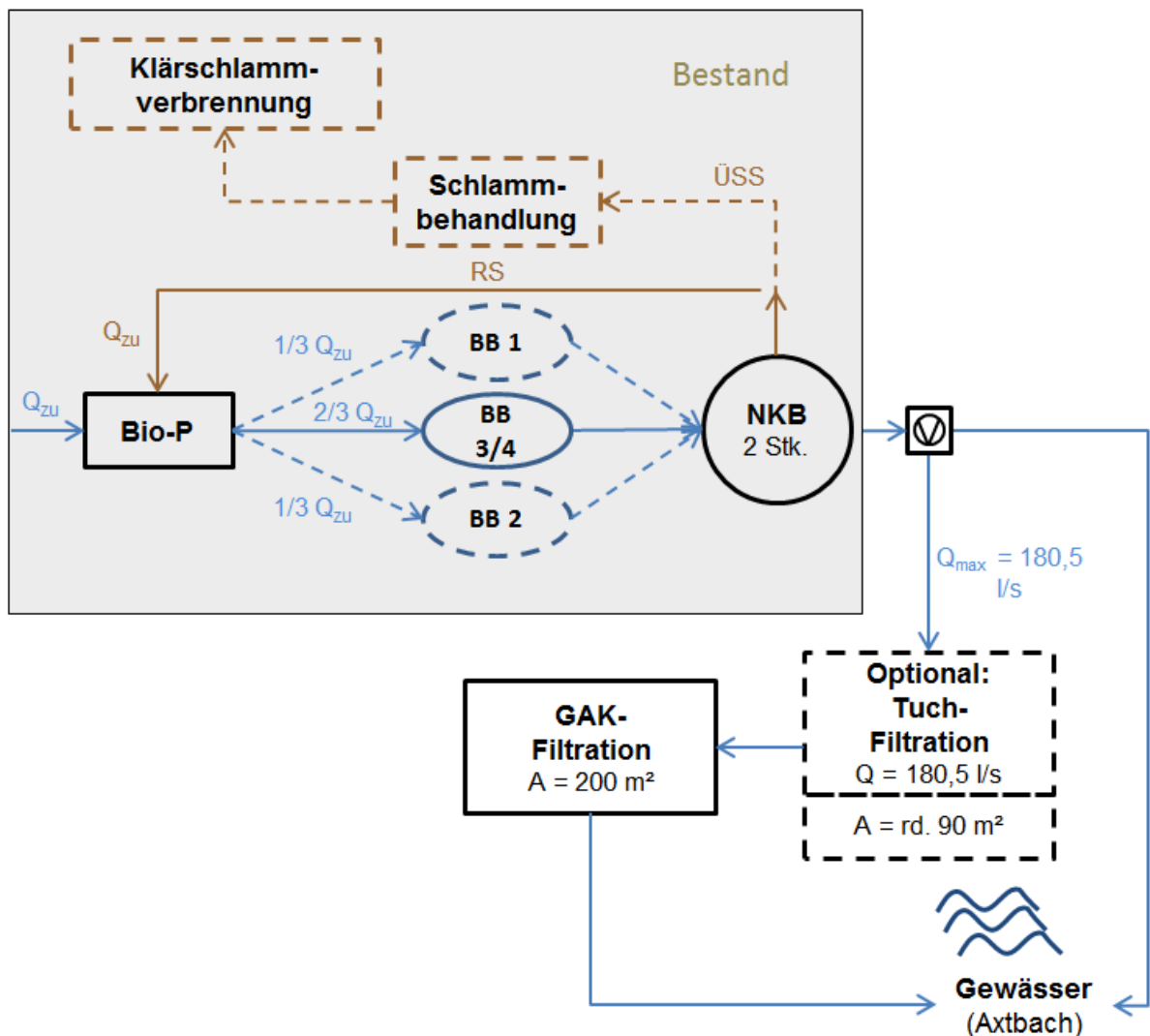


Abbildung 10: Schematische Darstellung von Variante 3 (GAK-Adsorption/ Filtration im Teilstrom)

Entscheidend für den effizienten Betrieb einer solchen GAK-Adsorptionsstufe ist eine möglichst geringe Restverschmutzung mit organischen Kohlenstoffverbindungen (sowohl gelöst als auch in Feststoffpartikeln) im Zulauf der Filtration. Im Ablauf der biologischen Reinigungsstufe noch enthaltene organische Kohlenstofffraktionen konkurriert innerhalb des Adsorptionsprozesses direkt mit den zu eliminierenden Mikroschadstoffen. Eine deutlich schnellere Beladung der granulierten Aktivkohle wird sich bei hohen organischen Restverschmutzungen einstellen, was die zugehörigen Betriebskosten negativ beeinflusst.

Darüber hinaus ist für den Betrieb von Aktivkohlefiltern ein weitgehend feststofffreier Volumenstrom stets vorteilhaft. Nur so lassen sich lange Filterstandzeiten bei nur geringer Verschmutzung bzw. Verstopfung der Filterdecke

realisieren, sodass auf die ansonsten erforderliche Rückspülung des Filterbettes weitgehend verzichtet werden kann.

Vor diesem Hintergrund wird in Variante 3 der GAK-Filtration eine Tuchfiltration für den zu reinigenden Teilstrom vorgeschaltet.

Eine überschlägige abwassertechnische Bemessung für die granulierten Aktivkohlefiltration befindet sich ebenfalls im Anhang der Machbarkeitsstudie.

Nachstehend sind die wichtigsten Bemessungsdaten und wesentliche Ergebnisse der abwassertechnischen Vorbemessung für Variante 3 zusammengefasst.

Tabelle 9: Variante 3 (GAK) – Kurzdarstellung abwassertechnische Vorbemessung

Bemessungsparameter	Einheit	Wert
Bemessungswassermenge (maximaler Teilstrom)	[m ³ /h]	650
jährliche Teilstromwassermenge	[m ³ /a]	2.836.735
mittlere Teilstromwassermenge	[m ³ /h]	324
mittlere Filtergeschwindigkeit GAK-Filter	[m/h]	5,5
mittlere Kontaktzeit	[min]	31
erforderliche Filteroberfläche	[m ²]	59
zul. Filtergeschwindigkeit (Tuchfilter)	[m/h]	10
zul. Feststoffoberflächenbelastung (Tuchfilter)	[kg/m ² h]	0,2
Vorbemessung Anlagenteile, Variante 3		
gew. Adsorbervolumen	[m ³]	rd. 200
gew. GAK-Filterfläche	[m ²]	rd. 80
gew. Filteroberfläche (Tuchfilter)	[m ²]	rd. 90

Die Auslegung der vorgeschaltete Tuchfiltration erfolgt dabei analog zu den Variante 1 und 2 über die zulässige Filtergeschwindigkeit bzw. die zulässige Feststoffoberflächenbeschickung.

Bei der überschlägigen Bemessung der GAK-Filtration erfolgt die Ermittlung der erforderlichen Filteroberfläche (rd. 59 m²) über den Ansatz einer Filtergeschwindigkeit von rd. 5,5 m/h für den mittleren Betriebsfall (Q_{Mittel}). Zur Bestimmung des notwendigen Adsorbervolumen und somit zur Abschätzung der

Filterbetthöhe wird für die GAK-Adsorption eine mittlere Kontaktzeit von rd. 35 min angesetzt.

Als Kriterium zur Ermittlung der Verbrauchsmenge an granulierter Aktivkohle wird in dieser Machbarkeitsstudie das durchströmte Adsorbervolumen herangezogen. In einem ersten Ansatz wird hier ein BVT von 10.000 angesetzt. Es wird folglich davon ausgegangen, dass sich etwa das 10.000 fache Volumen des gesamten Filterbettes als Wassermenge behandeln lässt, bevor eine vollständige Beladung der eingesetzten Aktivkohle eintritt und diese ausgetauscht werden muss.

5.2 Wirtschaftliche Bewertung der Varianten

5.2.1 Erforderliche Investitionen

Für die drei untersuchten Varianten wurden die erforderlichen Investitionen anhand von Kostenvergleichswerten (z.B. €/m³ Beckenvolumen), einer überschlägigen Massenermittlung sowie überschlägiger Richtpreisanfragen ermittelt. Eine Auswertung getätigter Investitionen für bereits realisierte Anlagen wurde ebenfalls berücksichtigt (Mertsch et al., 2013).

Erforderliche Investitionen wurden für die Bereiche Bautechnik, Maschinentechnik sowie Elektro-/ MSR-Technik soweit möglich gesondert vorabgeschätzt.

In der hier dargestellten Kostenschätzung wurden Baunebenkosten mit 18 % (Honorare, Gutachten, Genehmigungskosten) berücksichtigt. Der aktuelle Umsatz-/ Mehrwertsteuersatz von 19 % wurde zur Ermittlung der Bruttokosten angesetzt.

Tabelle 10 fasst die vorabgeschätzten, erforderlichen Brutto-Investitionen für die unterschiedlichen Verfahrensvarianten zusammen.

Tabelle 10: Wirtschaftlicher Variantenvergleich – vorabgeschätzte, erforderlichen Investitionen (netto/brutto)

Investitionen	Variante 1 (PAK)	Variante 2 (Ozonung)	Variante 3 (DynaCarbon)
Bautechnik	1.938.376 €	1.612.173 €	1.046.052 €
Maschinentechnik	991.120 €	1.037.700 €	1.111.320 €
Elektrotechnik	299.00 €	384.000 €	283.000 €
Investition (netto)	3.228.496 €	3.033.873 €	2.440.372 €
Bautechnik (inkl. Baunebenkosten 18 %)	2.287.284 €	1.902.364 €	1.234.341 €
Maschinentechnik (inkl. Baunebenkosten 18 %)	1.169.522 €	1.224.486 €	1.311.358 €
Elektrotechnik (inkl. Baunebenkosten 18 %)	352.820 €	453.120 €	333.940 €
Investition (netto) (inkl. Baunebenkosten 18 %)	3.809.626 €	3.579.970 €	2.879.639 €
Bautechnik (inkl. MwSt 19 %)	2.721.868 €	2.263.813 €	1.468.866 €
Maschinentechnik (inkl. MwSt 19 %)	1.391.731 €	1.457.138 €	1.560.516 €
Elektrotechnik (inkl. MwSt 19 %)	419.856 €	539.213 €	397.389 €
Gesamtinvestition (brutto)	4.533.455 €	4.260.164 €	3.426.771 €

Eine detaillierte Aufschlüsselung der vorabgeschätzten, erforderlichen Netto - Investitionen befindet sich im Anhang dieser Machbarkeitsstudie.

5.2.2 Betriebskosten

Bezüglich der Gesamtwirtschaftlichkeit der untersuchten Varianten spielen neben den erforderlichen Investitionen die Betriebskosten eine entscheidende Rolle. Sie umfassen sowohl regelmäßig als auch unregelmäßig wiederkehrende Aufwendungen. Wesentliche Kostenfaktoren in den unterschiedlichen Varianten zur Elimination von Mikroschadstoffen stellen insbesondere die benötigte Menge an Verbrauchsstoffen (wie Aktivkohle, Sauerstoff, etc.) sowie der Energiebedarf dar.

Bei der hier durchgeführten überschlägigen Abschätzung von verfahrensspezifischen, zusätzlichen Betriebskosten wird unterschieden zwischen:

- Kosten für Wartung und Instandhaltung,
- Kosten für Betriebs- bzw. Verbrauchsmittel,
- Energiekosten,
- Kosten für die Schlammentsorgung und
- Personalkosten.

Folgende Kostenansätze wurden dabei berücksichtigt:

Kostenansatz für Wartung und Instandhaltung:

für Bautechnik:	1,0 % der Investitionen
für Technische Ausrüstung/E-Technik:	3,0 % der Investitionen

Kostenansatz Verbrauchsstoffe:

spez. Kosten f. Fällmittel (brutto):	155 €/t _{FM}
spez. Kosten f. Flockungshilfsmittel (brutto):	1.547 €/t _{FHM}
spez. Kosten f. Pulveraktivkohle (brutto):	1.309 €/t _{PAK}
spez. Kosten f. granuliert Aktivkohle (brutto):	1.428 €/t _{GAK}
spez. Kosten f. Sauerstoffbereitstellung (brutto):	167 €/tO ₂

Kostenansatz elektr. Energie:

spez. Kosten f. elektr. Energie (brutto):	0,18 €/kWh
---	------------

Die angesetzten Energiekosten leiten sich aus den abgeschätzten Energieverbräuchen für Pumpwerke, Umwälzung, Ozonerzeugung, Filtration und Sonstiges ab.

Kostenansatz für Personal:

spez. Kosten f. Personal:	45 €/h
---------------------------	--------

Unabhängig von der Variante benötigt der Betrieb einer weitergehenden Reinigungsstufe zur Elimination von Spurenstoffen spezielle Fachkenntnisse und gut ausgebildetes Personal. Insgesamt ist von einem gesteigerten Personalaufwand/ -bedarf auszugehen.

Tabelle 11 fasst die vorabgeschätzten Brutto-Betriebskosten für die unterschiedlichen Verfahrensvarianten zusammen.

Tabelle 11: Wirtschaftlicher Variantenvergleich – vorabgeschätzte, jährliche Betriebskosten (brutto)

Betriebskosten (brutto)	Variante 1 (PAK)	Variante 2 (Ozonung)	Variante 3 (DynaCarbon)
Wartung/ Instandhaltung	74.895 €/a	75.390 €/a	66.604 €/a
Verbrauchsstoffe	43.000 €/a	29.000 €/a	122.000 €/a
Energiebedarf	6.900 €/a	80.200 €/a	8.400 €/a
Schlamm Entsorgung	13.000 €/a	-	-
Personalkosten	27.000 €/a	27.000 €/a	21.600 €/a
Gesamtbetriebskosten	164.795 €/a	211.590 €/a	218.604 €/a

Eine detaillierte Aufschlüsselung der vorabgeschätzten Brutto-Betriebskosten befindet sich im Anhang dieser Machbarkeitsstudie.

5.2.3 Kostenvergleichsrechnung / Ermittlung von Jahreskosten

Um die untersuchten Varianten hinsichtlich ihrer Wirtschaftlichkeit effektiv vergleichen und bewerten zu können, wurde in dieser Machbarkeitsstudie eine Kostengegenüberstellung mithilfe einer dynamischen Kostenvergleichsrechnung (DWA, 2012/LAWA) durchgeführt.

Für die Kostenvergleichsrechnung wird der Abschreibungszeitraum gestaffelt in Bautechnik, Maschinenteknik und EMSR-Technik wie folgt angenommen:

- Bautechnik: 30 Jahre
- Maschinenteknik: 15 Jahre
- EMSR-Technik: 10 Jahre

Die Abschreibungszeiträume sind mit denen der Stadt Oelde verglichen und abgestimmt worden. Als langfristiger Realzins wird ein Zinssatz von 3,0 % gewählt. Tabelle 12 fasst die Ergebnisse der Kostenvergleichsrechnung für die unterschiedlichen Varianten zusammen.

Tabelle 12: Wirtschaftlicher Variantenvergleich – Jahreskapitalkosten aus Kostenvergleichsrechnung (brutto)

	Zins [%]	Zeitraum [a]	KFAKR (i;n) [-]	Variante 1 (PAK)	Variante 2 (Ozonung)	Variante 3 (DynaCarbon)
Bautechnik						
Investitionen				2.721.868 €	2.263.813 €	1.468.866 €
jährl. Kapitalkosten	3,0	30	0,05102	138.870 €/a	115.500 €/a	79.942 €/a
Maschinentechnik						
Investitionen				1.391.731 €	1.457.138 €	1.560.516 €
jährl. Kapitalkosten	3,0	15	0,08377	116.585 €/a	122.064 €/a	130.724 €/a
EMSR-Technik						
Investitionen				419.856 €	539.213 €	397.389 €
jährl. Kapitalkosten	3,0	10	0,11723	49.220 €/a	63.212 €/a	46.586 €/a
Jahreskapitalkosten (gesamt)				304.675 €/a	300.776 €/a	257.252 €/a

Unter Berücksichtigung der angegebenen jährlichen Kapital- und Betriebskosten (siehe Tabelle 11 und Tabelle 12) ergeben sich für die drei Varianten Brutto-Jahreskosten wie folgt.

Tabelle 13: Wirtschaftlicher Variantenvergleich – Jahreskosten aus Kapitalkosten und Betriebskosten (brutto)

Jahreskosten	Variante 1 (PAK)	Variante 2 (Ozonung)	Variante 3 (DynaCarbon)
Jahreskapitalkosten	304.675 €/a	300.776 €/a	257.252 €/a
Betriebskosten	164.795 €/a	211.590 €/a	218.604 €/a
Gesamtjahreskosten	469.470 €/a	512.366 €/a	475.856 €/a
Jahresabwassermenge	rd. 3.350.000 m ³ /a		
spez. Brutto-Kosten	14,1 ct/m ³	15,3 ct/m ³	14,2 ct/m ³

Als Ergebnis ist festzuhalten, dass Varianten 1 und 3 wirtschaftlich sehr nah beieinander liegen. Die Variante 1 „Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroschadstoffen“ schneidet dennoch, in der durchgeführten Kostenvergleichsrechnung, als die am wirtschaftlich vorteilhaftesten Variante für die Kläranlage Oelde ab.

5.2.4 Sensitivitätsanalyse

Die im Zuge des Variantenvergleichs durchgeführte Wirtschaftlichkeitsbetrachtung zeigt, dass in allen Verfahrensvarianten die laufenden Kosten mit einem Anteil von 36-48 % der abgeschätzten Jahreskapitalkosten einen bedeutenden Kostenfaktor darstellen.

Innerhalb der laufenden Kosten machen die angesetzten Kosten für Betriebsmittel bzw. Verbrauchsstoffe, insbesondere für Aktivkohle und Sauerstoff, sowie die Energiekosten einen wesentlichen Anteil aus.

Mit einer ergänzenden Sensitivitätsanalyse wird im Rahmen der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung überprüft, inwieweit Veränderungen an den spezifischen Kostenansätzen zu deutlichen Kostenverschiebungen in der Gesamtbetrachtung führen und welchen Einfluss diese auf das Gesamtergebnis des Variantenvergleichs haben.

Für die einzelnen Varianten ist der Einfluss steigender Energiekosten und steigender Aktivkohlekosten auf die abgeschätzten Jahres-Kapitalkosten in nachstehender Tabelle 14 bzw. Tabelle 15 dargestellt.

Tabelle 14: Sensitivitätsanalyse – Einfluss veränderter Energiekosten auf die Brutto - Jahreskosten der untersuchten Varianten

Energiekostensteigerung	Brutto-Jahreskosten [EUR] / Kostensteigerung [%]		
	Variante 1 (PAK)	Variante 2 (Ozonung)	Variante 3 (DynaCarbon)
0,18 -> 0,18 €/kWh (brutto)	469.470 €/a	512.366 €/a	475.856 €/a
0,18 -> 0,20 €/kWh (brutto)	470.170 €/a (+ 0,15 %)	521.266 €/a (+ 1,7 %)	476.756 €/a (+ 0,19 %)
0,18 -> 0,23 €/kWh (brutto)	471.370 €/a (+ 0,40 %)	534.666 €/a (+ 4,2 %)	478.156 €/a (+ 0,48 %)
0,18 -> 0,25 €/kWh (brutto)	472.070 €/a (+ 0,55 %)	543.566 €/a (+ 5,7 %)	479.156 €/a (+ 0,69 %)
0,18 -> 0,27 €/kWh (brutto)	472.870 €/a (+ 0,72 %)	552.466 €/a (+ 7,3 %)	480.056 €/a (+ 0,87 %)

Tabelle 15: Sensitivitätsanalyse – Einfluss veränderter Aktivkohlekosten auf die Brutto - Jahreskosten der untersuchten Varianten

Kostensteigerung Aktivkohle (GAK u. PAK)	Brutto-Jahreskosten [EUR] / Kostensteigerung [%]		
	Variante 1 (PAK)	Variante 2 (Ozonung)	Variante 3 (DynaCarbon)
1.428 -> 1.428 €/t _{GAK} (brutto)	469.470 €/a	512.366 €/a	475.856 €/a
1.428 -> 1.547 €/t _{GAK} (brutto)	469.470 €/a	512.366 €/a	485.856 €/a (+ 2,0 %)
1.428 -> 1.666 €/t _{GAK} (brutto)	469.470 €/a	512.366 €/a	495.856 €/a (+ 4,0 %)
1.428 -> 1.785 €/t _{GAK} (brutto)	469.470 €/a	512.366 €/a	505.856 €/a (+ 6,0 %)
1.309 -> 1.309 €/t _{PAK} (brutto)	469.470 €/a	512.366 €/a	475.856 €/a
1.309 -> 1.488 €/t _{PAK} (brutto)	473.470 €/a (+ 0,84 %)	512.366 €/a	475.856 €/a
1.100 -> 1.785 €/t _{PAK} (brutto)	481.470 €/a (+ 2,5 %)	512.366 €/a	475.856 €/a

Für die laufenden Kosten und somit für die Gesamtwirtschaftlichkeit der in Variante 3 beschriebenen Aktivkohleadsorption in einer GAK-Filtration ist die Filterstandzeit bzw. der jährliche Verbrauch an granulierter Aktivkohle von entscheidender Bedeutung.

Abbildung 11 zeigt die Abhängigkeit der jährlich aufzuwendenden Kosten für granuliertes Aktivkohle vom durchgesetzten Bettvolumen, d.h. vom Verhältnis zwischen behandeltem Wasservolumen und vorhandenem Adsorbervolumen.

In einem ersten Ansatz wird in dieser Studie von einem durchgesetzten Bettvolumen BVT von 10.000 ausgegangen. Dies bedeutet, dass die mit der granulierten Aktivkohle behandelte Wassermenge dem 10.000 fachen Adsorbervolumen ausmacht. Dieser Ansatz wurde auf Basis erster Erfahrungen in vergleichbaren Anlagen gemacht. Zur besseren Abschätzung der erzielbaren Filterstandzeit sollten unbedingt Vorversuche mit unterschiedlichen Aktivkohletypen durchgeführt werden. Die tatsächliche erzielbare Filterstandzeit wird sich allerdings erst im Betrieb herauskristallisieren.

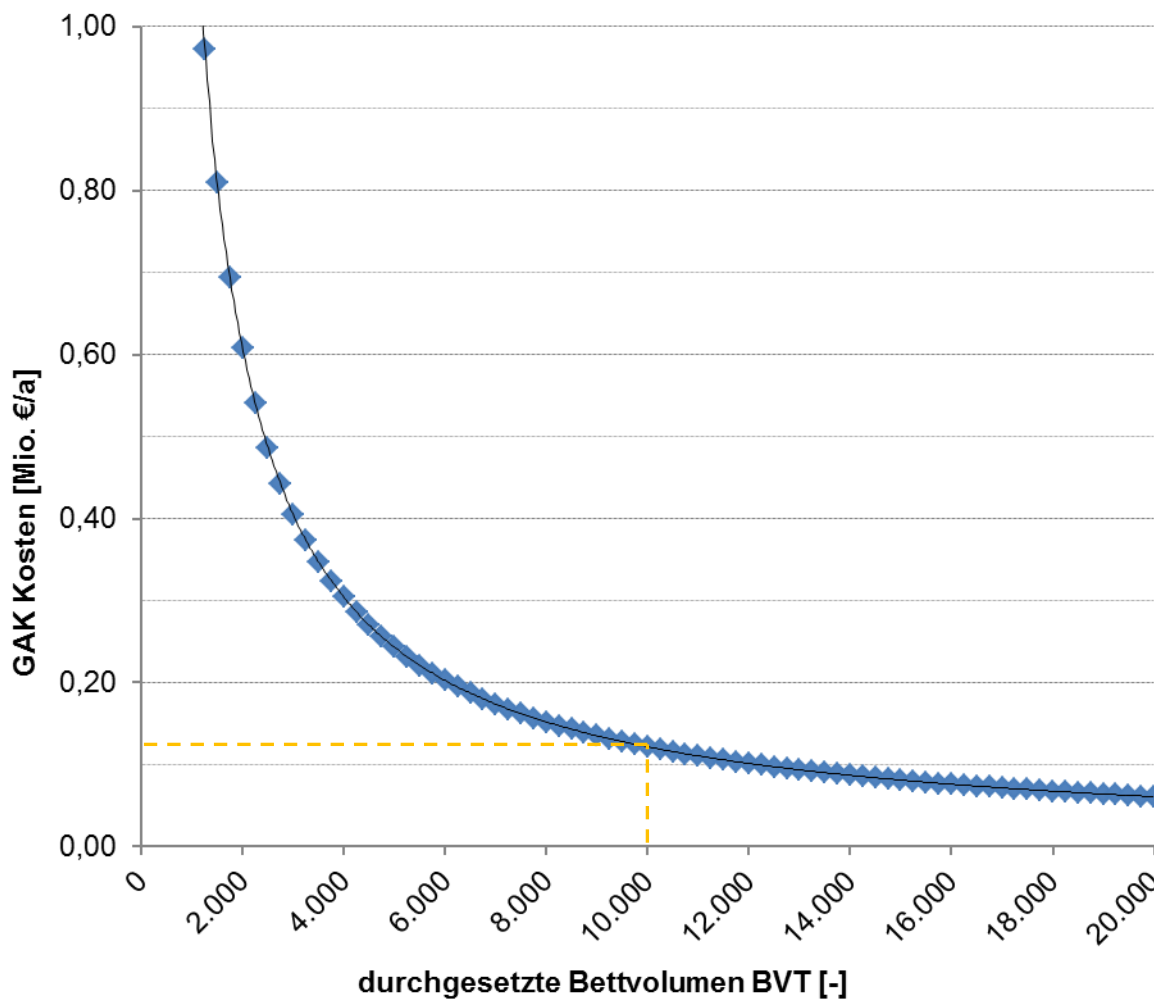


Abbildung 11: Sensitivitätsanalyse – Abhängigkeit der jährlichen GAK-Verbrauchskosten von dem durchgesetzten Bettvolumen BVT (als Quotient aus behandeltem Wasservolumen und zur Verfügung stehendem Adsorbervolumen)

5.3 Verfahrenstechnische Bewertung der Varianten

Neben der reinen Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wird hier nachfolgend eine Nutzwertanalyse durchgeführt. Ziel hierbei ist es, verfahrenstechnische Aspekte, also nicht-monetäre Bewertungskriterien, mit den monetären Kriterien zusammenzuführen.

Die einzelnen Bewertungskriterien der Nutzwertanalyse werden dabei gewichtet. Variantenspezifisch erfolgt dann eine Bewertung hinsichtlich des Zielerreichungsgrades. Als Ergebnis ergibt sich für die unterschiedlichen Varianten ein Nutzwert, der als Basis für die Entscheidungsfindung dient und anhand dessen die Vorzugsvariante abgeleitet werden kann (vgl. Tabelle 16).

Tabelle 16: Nutzwertanalyse der unterschiedlichen Verfahrensvarianten

Kriterium	Gewichtung	Variante 1 (PAK)		Variante 2 (Ozonung)		Variante 3 (DynaCarbon)	
		Punkte	Nutzwert	Punkte	Nutzwert	Punkte	Nutzwert
Jahreskapitalkosten	20,0%	0,84	0,17	0,86	0,17	1,00	0,20
Betriebskostenanteil	30,0%	1,00	0,30	0,78	0,23	0,75	0,23
Reinigungsleistung: Breitbandwirkung	7,5%	0,70	0,05	0,80	0,06	0,70	0,05
Reinigungsleistung: Adsorbierbare Stoffe	7,5%	0,80	0,06	0,00	0,00	0,70	0,05
Reinigungsleistung: Desinfektion	5,0%	0,00	0,00	0,80	0,04	0,00	0,00
Steuerbarkeit Reini- gungsprozess / Be- darfsorientierte Dosie- rung	7,5%	0,80	0,06	0,80	0,06	0,20	0,02
Betriebssicherheit/ Prozessstabilität	7,5%	0,70	0,05	0,70	0,05	0,80	0,06
Wartungs-/ Betriebsaufwand	7,5%	0,70	0,06	0,50	0,04	0,80	0,06
Platzbedarf/ Erweiterbarkeit	7,5%	0,50	0,04	0,40	0,03	0,40	0,03
Summe	100,0%	0,79		0,68		0,70	
Bewertung		1		3		2	
			[€/m ³]		[€/m ³]		[€/m ³]
spez. Kosten (bez. auf beh. Abwassermenge)*		0,141		0,153		0,142	
* ohne Berücksichtigung von Investitionsförderungen							

Bei der Ergebnisbewertung der durchgeführten Nutzwertanalyse zeigen sich Varianten 1, 2 und 3 in einem sehr engen Spektrum und somit nahezu vergleichbar. Leichte Vorzüge ergeben sich allerdings für die in Variante 1 untersuchte PAK-Adsorption als weitergehende Reinigungsstufe.

6 Zusammenfassung und Empfehlung

Mikroschadstoffe werden zunehmend in der aquatischen Umwelt nachgewiesen. Hierzu zählen beispielsweise weit über 100 verschiedene Arzneimittelwirkstoffe bzw. Röntgenkontrastmittel. Die bisher nachgewiesenen Belastungen von Oberflächengewässern mit Mikroverunreinigungen liegen noch in Konzentrationsbereichen, die keine akute Gefahr für den Menschen darstellen, teilweise aber oberhalb ökotoxikologischer Wirkschwellen liegen. Eine Beeinflussung von Gewässerorganismen, insbesondere durch Hormone, und eine Akkumulation von Spurenstoffen in der aquatischen Umwelt ist bereits festzustellen. Eine Begrenzung bzw. Reduzierung des Eintrags von Mikroschadstoffen in die Gewässer ist aus Gründen des vorbeugenden Gesundheits- und Umweltschutzes geboten. Dies gilt auch wenn für eine Vielzahl bzw. die überwiegende Mehrheit von Spurenstoffen und Mikroschadstoffen (z.B. für die gesamte Gruppe von Arzneimittelrückständen und Röntgenkontrastmitteln) noch keine gesetzlichen Anforderungen bzw. Grenzwerte hinsichtlich der zu erzielenden Ablaufqualität von Kläranlagen oder für eine tolerierbare Gewässerbelastung fixiert sind.

Die Elimination von Spurenstoffen und Mikroverunreinigungen gewinnt auch vor dem Hintergrund einer Weiterentwicklung der EU-Wasserrahmenrichtlinie zunehmend an Bedeutung. Mittelfristig sind hier zusätzliche Grenzwerte zumindest für einzelne der bisher noch unregulierten Stoffe bzw. Stoffgruppen zu erwarten. Das Land Nordrhein-Westfalen fördert vor diesem Hintergrund die mit einer Umsetzung der vierten Reinigungsstufe anfallenden Investitionen aktuell erheblich.

Im Zuge der Machbarkeitsstudie wurde die im Ablauf der Kläranlage Oelde vorhandene Belastungssituation auf Basis von Laboruntersuchungen detailliert analysiert. Die Arzneimittel Metoprolol, Diclofenac und Clarithromycin weisen im regionalen Vergleich erhöhte Werte auf. Gleiches gilt für die Röntgenkontrastmittel Iomeprol und Iopamidol.

Die Analysen im Ablauf der Kläranlage Oelde zeigen im Vergleich zu anderen OWL-Analysen Auffälligkeiten hinsichtlich der Parameter Clarithromycin und Sulfamethoxazol (Antibiotika), Metoprolol und Sotalol (Betablocker) sowie für das Pflanzenschutzmittel Diuron.

Drei grundsätzliche verfahrenstechnische Varianten sind als Lösungsansätze zur Elimination von Mikroverunreinigungen unter Berücksichtigung standortspezifischer Randbedingungen für die Kläranlage Oelde in der Machbarkeitsstudie ausgearbeitet und dargestellt. Hierbei wird eine Pulveraktivkohlead-

sorption als separate Teilstrombehandlung analysiert. Eine Aktivkohlefiltration mit granulierter Kohle und eine Ozonierung sind ebenfalls für die separate Teilstrombehandlung konzipiert und bewertet. Hydraulisch sind die unterschiedlichen Varianten jeweils so ausgelegt, dass etwa 85 % der jährlich anfallenden Abwassermenge mit der zusätzlichen Verfahrensstufe behandelt werden kann.

Neben einer überschlägigen Auslegung der jeweiligen Verfahrensvarianten sind die erforderlichen Investitionen, die laufenden Betriebskosten, sowie die sich insgesamt ergebenden Jahreskosten überschlägig ermittelt worden. Eine zusätzlich durchgeführte Sensitivitätsanalyse zeigt variantenspezifisch den Einfluss steigender Energie- sowie Verbrauchskosten für die Aktivkohle auf. Mit der zusätzlich durchgeführten Nutzwertanalyse werden verfahrenstechnische Bewertungsaspekte mit den monetären Kriterien aus der reinen Wirtschaftlichkeitsbetrachtung zusammengeführt und eine Vorzugsvariante ermittelt.

Als Ergebnis dieser Machbarkeitsstudie zeigt sich für die Kläranlage Oelde insgesamt die in Variante 1 untersuchte Pulveraktivkohleadsorption als die vorteilhafteste Variante zur Elimination von Mikroverunreinigungen.

Als Basis für die mögliche Realisierung einer vierten Reinigungsstufe auf der Kläranlage Oelde sollte daher die Verfahrensvariante PAK-Adsorption in einer detaillierteren Planung weiter ausgearbeitet werden.

Aufgestellt: Hannover, 26.11.2014

aqua consult
Ingenieur GmbH

Prof. Dr.-Ing. P. Hartwig

i.A.

Dr.-Ing. F. Schmidlein

7

Literatur

- Abegglen, C. und Siegrist, H. (2012) Mikroverunreinigung aus kommunalen Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen-Nr. 1214.
- DVGW (1987) Beurteilung von Aktivkohle für Wasseraufbereitung. DVGW Merkblatt W 240 (Stand Dez. 1987)
- Europäische Union (2013) Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt L226, 12.08.2013
- Götz, C., Bergmann, S., Ort, C., Singer, H. u. Kase, R. (2012) Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser – Stoffflussmodellierung, Situationsanalyse und Reduktionspotenziale für Nordrhein-Westfalen. Studie im Auftrag des Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MKULNV)
- LWG NRW – Wassergesetz für das Land Nordrhein-Westfalen (mit Stand von 02.11.2014) §120 Überwachung von Abwassereinleitungen. Ministerium für Inneres und Kommunales des Landes Nordrhein-Westfalen, www.recht.nrw.de
- MKULNV (2012) Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: Expertenkommission Programm „Reine Ruhr“ und MKULNV – vom Programm „Reine Ruhr“ zur Strategie einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität in Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/programm_reine_ruhr_2012.pdf
- MKULNV (2012) Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: "Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen", 16. Auflage (Stichtag der Daten: 31.12.2012), Düsseldorf, <http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/stand.htm>
- OGewV (2011) Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung). Bundesgesetzblatt BGBl. T. I S. 1429, Bonn 20.07.2014, www.juris.de

- Soontheimer, H., Frick; B.R., Fettig, J. Hörner, G., Hubele, C. und Zimmer, G. (1985) Adsorption zur Wasserreinigung. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe
- Teichgräber, B., zur Mühlen, P., Jagemann, P. u. Nafu I. (2013) Screening ausgewählter Spurenstoffe in Lippe und Seseke. Beitrag zur 46. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Aachen, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, Band 232, ISAH RWTH Aachen, März 2013
- UBA (2003) Umweltbundesamt: Bewertung der Anwesenheit teil- oder nicht bewertbarer Stoffe im Trinkwasser aus gesundheitlicher Sicht. Empfehlungen des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission beim Umweltbundesamt. Bundesgesundheitsbl. – Gesundheitsforsch. - Gesundheitsschutz 2003, Nr. 46:249-251
- UBA (2011) Umweltbundesamt: Maßnahmen zur Minderung des Eintrags von Humanarzneimitteln und ihrer Rückstände in das Rohwasser zur Trinkwassergewinnung – Empfehlungen des Umweltbundesamtes vom 30.08.2011 nach Anhörung der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit.
- Vietoris, F (2013) Vorkommen und Relevanz von Mikroverunreinigungen in Gewässern NRW's. Beitrag zur 46. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Aachen, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, Band 232, ISAH RWTH Aachen, März 2013