

# **Stadt Rheda-Wiedenbrück Eigenbetrieb Abwasser**

## **Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück**

### **Machbarkeitsstudie**

Projekt-Nr.: 130304

November 2013

## Inhaltsverzeichnis

		<u>Seite:</u>
<b>1</b>	<b>Veranlassung</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Zielsetzung</b>	<b>3</b>
<b>3</b>	<b>Grundlagen</b>	<b>4</b>
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	9
3.3.2	Durchführung und Auswertung zusätzlicher Messungen	12
3.4	Maßgebende Randbedingungen auf der Kläranlage Rheda- Wiedenbrück	12
3.4.1	Einzugsgebiet der Kläranlage	12
3.4.2	Ausbaugröße/ Anschlussgröße der kommunalen Kläranlage	13
3.4.3	Einleitbedingungen	14
3.4.4	Einleitung in die Ems	15
3.4.5	Reinigungsstrategie	17
3.4.6	Vorhandene Bausubstanz und bauliche Erweiterungsmöglichkeiten	22
3.5	Elimination von Mikroschadstoffen	23
3.5.1	Allgemeines	23
3.5.2	Mögliche Verfahrenstechniken	24
3.5.3	Grundlagen der Aktivkohleadsorption	25
3.5.4	Einsatz von suspendierter Aktivkohle (PAK)	26
3.5.5	Einsatz von granulierter Aktivkohle (GAK)	27
3.5.6	Grundlagen der Ozonierung	28
3.5.7	Einsatz von Ozonierung	29
3.5.8	Wirksamkeit der unterschiedlichen Verfahrenstechniken	30
<b>4</b>	<b>Planungs- und Bemessungsgrundlagen</b>	<b>32</b>
4.1	Planungsgrundlagen	32
4.2	Hydraulische Bemessungsgrößen	32
<b>5</b>	<b>Planungskonzepte zur Elimination von Mikroschadstoffen</b>	<b>36</b>
5.1	Technische Beschreibung der untersuchten Varianten	36

---

5.1.1	Variante 1: PAK-Adsorption im Teilstrom	36
5.1.2	Variante 2: PAK-Adsorption im Hauptstrom (dynamische Kreislaufführung)	40
5.1.3	Variante 3: GAK-Adsorption im Teilstrom	44
5.1.4	Variante 4: Ozonierung im Teilstrom	47
5.2	Wirtschaftliche Bewertung der Varianten	51
5.2.1	Erforderliche Investitionen	51
5.2.2	Betriebskosten	51
5.2.3	Kostenvergleichsrechnung / Ermittlung von Jahreskosten	53
5.2.4	Sensitivitätsanalyse	54
5.3	Verfahrenstechnische Bewertung der Varianten	57
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung und Empfehlung</b>	<b>58</b>
	<b>Literatur</b>	

**Tabellenverzeichnis**

Seite:

Tabelle 1: Durch die EU-Kommission zusätzlich vorgeschlagen Schadstoffe zur Ergänzung der aktuell geltenden Lister der prioritären Mikroschadstoffe .....	6
Tabelle 2: Untersuchungsbefund, Kläranlagenablauf in die Ems (mehrtägige Mischprobe: 28.08.2012, 09:15 Uhr - 31.08.2012 09:15 Uhr) .....	9
Tabelle 3: Belastungssituation Kläranlage Rheda-Wiedenbrück – Vergleich der Bemessungswerte (Entwurf 1995) mit Betriebsdatenauswertung von 2008.....	14
Tabelle 4: Genehmigte Einleitwerte für die Kläranlage Rheda-Wiedenbrück gemäß Erlaubnisbescheid vom 07.07.2009.....	15
Tabelle 5: Wassergüteklassen der Ems (2006-2008) vor und hinter der Einleitstelle Kläranlage Rheda-Wiedenbrück (Untersuchungen der OWL Umweltanalytik GmbH, Leopoldshöhe) .....	16
Tabelle 6: stoffspezifische Wirksamkeit/ Eliminationsleistung der untersuchten Verfahrenstechniken bezogen auf ausgewählte Leitsubstanzen.....	30
Tabelle 7: Variante 1 – Kurzdarstellung, abwassertechnische Vorbemessung .....	39
Tabelle 8: Variante 2 – Kurzdarstellung, abwassertechnische Vorbemessung .....	43
Tabelle 9: Variante 3 – Kurzdarstellung abwassertechnische Vorbemessung .....	46
Tabelle 10: wirtschaftlicher Variantenvergleich – vorabgeschätzte, erforderlichen Investitionen (brutto).....	51
Tabelle 11: wirtschaftlicher Variantenvergleich – vorabgeschätzte, jährliche Betriebskosten (brutto) .....	53
Tabelle 12: wirtschaftlicher Variantenvergleich – Jahreskosten (brutto) aus Kostenvergleichsrechnung .....	54
Tabelle 13: Sensitivitätsanalyse – Einfluss veränderter Energiekosten auf die Brutto-Jahreskosten der untersuchten Varianten .....	55
Tabelle 14: Sensitivitätsanalyse – Einfluss veränderter Aktivkohlekosten auf die Brutto-Jahreskosten der untersuchten Varianten .....	55
Tabelle 15: Nutzwertanalyse der unterschiedlichen Verfahrensvarianten .....	57

**Abbildungsverzeichnis**

Seite:

Abbildung 1: Analyisierte Leitsubstanzen (Arzneimittel) – Vergleich von Ablaufkonzentrationen der KA Rheda-Wiedenbrück mit ausgewählten Kläranlagen in OWL.....	11
Abbildung 2: Analyisierte Leitsubstanzen (Röntgenkontrastmittel) – Vergleich von Ablaufkonzentrationen der KA Rheda-Wiedenbrück mit ausgewählten Kläranlagen in OWL.....	11
Abbildung 3: Systemskizze Kläranlage Rheda-Wiedenbrück.....	17
Abbildung 4: Übersichtslageplan Kläranlage Rheda-Wiedenbrück .....	22
Abbildung 5: Elimination von Mikroverunreinigungen in kommunalen Kläranlagen (aus BAFU, 2012).....	23
Abbildung 6: Tagesablaufwassermenge der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück in 2012 .....	33
Abbildung 7: stündliche Ablaufwassermenge der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück in 2012 (Mittelwert über 2h) .....	34
Abbildung 8: Häufigkeitsverteilung der Tagesablaufwassermenge der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück für den Zeitraum 01/2012-12/2012 .....	34
Abbildung 9: Häufigkeitsverteilung der stündlichen Ablaufwassermengen der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück für den Zeitraum 01/2012-12/2012 .....	35
Abbildung 10: Schematische Darstellung von Variante 1 (PAK-Adsorption im Teilstrom) .....	37
Abbildung 11: Schematische Darstellung von Variante 2 (PAK-Adsorption im Hauptstrom (dynamische Kreislaufführung)).....	41
Abbildung 12: Schematische Darstellung von Variante 3 (GAK-Adsorption/ Filtration im Teilstrom) .....	45
Abbildung 13: Schematische Darstellung von Variante 4 (Ozonierung im Teilstrom).....	48
Abbildung 14: Sensitivitätsanalyse – Abhängigkeit der jährlichen GAK-Verbrauchskosten von dem durchgesetzten Bettvolumen BVT (als Quotient aus behandeltem Wasservolumen und zur Verfügung stehendem Adsorbervolumen) .....	56

## 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 ist 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.

Die Europäische Kommission hat in einer Pressemitteilung bereits am 31. Januar 2012 darüber informiert, dass

*„... die Verbesserung der Wasserqualität in der EU ... durch neue Formen der chemischen Verschmutzung in Frage gestellt werden ... könnte. Die Kommission schlägt vor, weitere 15 Chemikalien auf die Liste der 33 Schadstoffe zu setzen, die in den EU-Oberflächengewässern überwacht und kontrolliert werden. Dies ist eine Maßnahme zur Verbesserung der Qualität unserer Flüsse, Seen und Küstengewässer. Zu den 15 Stoffen gehören Industriechemikalien wie auch Stoffe, die in Bioziden, Arzneimitteln und Pflanzenschutzmitteln verwendet werden. Wissenschaftlichen Erkenntnissen zufolge stellen sie möglicherweise eine ernstzunehmende Gefahr für die Gesundheit dar.“*

Die Elimination von Mikroverunreinigungen steht als ein aktuelles Thema derzeit stark im Fokus der zuständigen Landesbehörden und wird gezielt gefördert.

dert. In einem ersten Schritt werden dabei die Kläranlagen betrachten, die wie die Kläranlage Rheda-Wiedenbrück 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. die Ergebnisse von für Nordrhein-Westfalen im Rahmen von F&U-Projekten durchgeführten Situationsanalysen und Stoffflussmodellierungen wider. 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).

Mit Schreiben an die Städte und Gemeinden im Regierungsbezirk Detmold vom 29.03.2012 greift die Bezirksregierung das Thema auf. Es wird darauf hingewiesen, dass

*„... nach erfolgreichem Verlauf einer großtechnischen Versuchsphase im vergangenen Jahr (hier: 2011, Anm.) als erste Anlage die Kläranlage des Abwasserverbandes Obere Lutter mit einer Stufe zur Elimination von Spurenstoffen ausgerüstet ... wurde. Auch die Kläranlage der Stadt Gütersloh rüstet zwei Filter der (vorhandenen; Anm.) Flockungsfiltration mit Aktivkohle aus. Für mehrere weitere Anlagen im Dienstbezirk laufen derzeit Machbarkeitsstudien, die von Seiten des Landes als F+E-Vorhaben gefördert werden.“*

In Abstimmung mit der Bezirksregierung wurde die aqua consult Ingenieur GmbH, Hannover, am 07.12.2012 von den Eigenbetrieben der Stadt Rheda-Wiedenbrück mit der Erstellung einer „Machbarkeitsstudie zur Elimination von Mikroschadstoffen auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück“ beauftragt, deren Kosten vom Land Nordrhein-Westfalen mit 80 % 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 Rheda-Wiedenbrück unter Berücksichtigung der standortspezifischen Randbedingungen hinsichtlich ihrer Leistungsfähigkeit zu erarbeiten bzw. 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,
- 2) die Sichtung und Bewertung von im Vorfluter durchgeführten Spurenstoffuntersuchungen und von bereits vorhandenen Messergebnissen,
- 3) die Aufstellung eines ggf. erforderlichen weiteren Messprogramms,
- 4) die Zusammenstellung von zielführenden verfahrenstechnischen Lösungsansätzen zur Elimination von Mikroverunreinigungen mit Bezug auf die am Standort der Kläranlagen Rheda-Wiedenbrück vorherrschenden Randbedingungen,
- 5) eine vergleichende Gegenüberstellung der Lösungskonzepte im Hinblick auf Investitionen, Betriebskosten, Platzbedarf, Effizienz und Betriebsstabilität sowie
- 6) eine abschließende Bewertung der untersuchten Varianten.

Mit der hier vorliegenden Machbarkeitsstudie und den darin enthaltenen Ergebnissen wird dem Eigenbetrieb Abwasser der Stadt Rheda-Wiedenbrück 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 Rheda-Wiedenbrück vorhandene Belastungssituation detaillierter analysiert wird. In einer Kurzbeschreibung der Kläranlage werden die vorhandenen Verfahrenstechnik sowie standortspezifische Randbedingungen erläutert. Die Zusammenstellung der Grundlagen schließt ab 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.

#### **3.1 Maßgebende Stoffgruppen und Mikroschadstoffe**

Eine Vielzahl von anthropogenen Stoffen findet in unserer industrialisierten Welt täglich in unzähligen Produkten Einsatz. Rückstände dieser Stoffe gelangt 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 33 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. 20 dieser 33 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 EG-Richtlinie 2008/105/EG über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik (16.12.2008) festgeschrieben.

Um auf die zunehmende chemische Verschmutzung und die gestiegene Nachweisbarkeit von Mikroverunreinigungen in den letzten Jahren zu reagieren und um eine gezielte Verbesserung der Wasserqualität der Gewässer sicherzustellen, hat die EU-Kommission Anfang 2012 eine Ergänzung der Liste der prioritären Mikroschadstoffe um 15 zusätzliche Stoffe vorgeschlagen (siehe Tabelle 1).

**Tabelle 1: Durch die EU-Kommission zusätzlich vorgeschlagen Schadstoffe zur Ergänzung der aktuell geltenden Lister der prioritären Mikroschadstoffe**

Stoffgruppe	Mikroschadstoff
Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe	Aclonifen, Bifenox, Cypermethrin, Dicofol, Heptachlor, Quinoxifen
Wirkstoffe in Biozid-Produkten	Cybutryn, Dichlorvos, Terbutryn
Industriechemikalien	Perfluorooctansulfonsäure (PFOS), Hexabromcyclododecan (HBCDD)
Nebenprodukte Verbrennungsprozess	Dioxin, dioxinähnliche PCB
Pharmazeutische Wirkstoffe	17 $\alpha$ -Ethinylestradiol (EE2), 17 $\beta$ -Estradiol (E2), Diclofenac

Das Thema Mikroverunreinigungen ist für Nordrhein-Westfalen (NRW) aufgrund der vorhandenen Siedlungsstruktur, die durch eine hohe Siedlungsdichte 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 oberflächengewässer gestützten 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 (Vietoris, 2013).

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

Im Sinne der EG-WRRL kann anhand der derzeit geltenden Qualitätsanforderungen gemäß Bewirtschaftungsplan (Dezember 2009) 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, 2010) hohe Cadmium-Belastungen, Belas-

tungen mit dem Verbrennungsrückstand PAK, Belastungen mit dem Totalherbizid Diuron und Belastungen mit Tributylzinn.

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

Für die Gewässer Nordrhein-Westfalens lassen sich anhand der Monitoringergebnisse 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.

## **3.2 Gesetzliche Anforderungen**

Für die Bewertung der gemessenen Belastungssituation ist vorab festzuhalten, dass aktuell weder auf europäischer Ebene noch in Deutschland gesetzlich verbindliche Grenzwerte für Arzneimittelrückstände in Oberflächen- und Grundwasser bzw. Trinkwasser bestehen.

Das Anforderungsprofil für Stoffeinträge in Gewässer richtet sich in Deutschland aktuell zunächst allein nach der Oberflächengewässer-Verordnung des Bundes (OGewV, 2011) als bundeseinheitliche Regelungsvorgabe. In Anlage 7 der OGewV finden sich die 33 sog. prioritären Stoffe, die aus der EU-Richtlinie 2008/105/EG 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 im Jahr 2011 gescheitert. Bestrebungen zur Umsetzung entsprechender gesetzlich verbindlicher Regelungen finden allerdings weiterhin statt. Obwohl die Elimination von Mikroschadstoffen zunehmend in den Fokus rückt, sind hier abschließende Festlegungen bzw. gesetzliche Vorgaben allerdings weder auf europäischer Ebene noch in Deutschland kurzfristig zu erwarten (Victoris, 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 (Vietoris, 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 einzelne der bisher noch unregulierten Stoffe bzw. Stoffgruppen zu erwarten sind. Für die Kläranlage Rheda-Wiedenbrück ist das Thema Elimination von Mikroschadstoffen von besonderer Wichtigkeit, da unterhalb der Einleitstelle in die Ems im direkten Einflussbereich der Kläranlage in den Wasserschutzgebieten Rhedaer Forst (ca. 3 km Entfernung) und Harsewinkel (ca. 13 km Entfernung) sowie dem Wasserwerk Vohren (ca. 20 km Entfernung) Trinkwassergewinnung 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 und Horn-Bad Meinberg untersucht. Die hier gewonnenen Ergebnisse werden im

nachfolgenden Kapitel zur Einordnung der in Rheda-Wiedenbrück 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 des Eigenbetriebs Abwasser der Stadt Rheda-Wiedenbrück eine erste Untersuchung des Kläranlagenablaufs Rheda durchgeführt. Die dabei untersuchten Parameter sowie die Ergebnisse der Messungen sind in Tabelle 2 dargestellt.

**Tabelle 2: Untersuchungsbefund, Kläranlagenablauf in die Ems (mehrtägige Mischprobe: 28.08.2012, 09:15 Uhr - 31.08.2012 09:15 Uhr)**

Gruppe		Leitsubstanz	Einheit	Messwert
Synthetische Süßstoffe		Acesulfam	ng/l	2.300
		Sucralose	ng/l	1.000
Pharmaka	Antibiotika	Clarithromycin	ng/l	< 50
		Enrofloxacin	ng/l	< 50
		Sulfadiazin	ng/l	< 50
		Sulfadimidin	ng/l	< 50
		Sulfamethoxazol	ng/l	250
		N4-Acetyl-Sulfamethoxazol	ng/l	< 50
		Tylosin	ng/l	< 50
	Nichtopioid-Analgetika	Diclofenac	ng/l	810
	Betablocker	Metoprolol	ng/l	1.400
		Sotalol	ng/l	410
Diagnostika (Röntgenkontrastmittel)		Amidotrizoesäure	ng/l	150
		Iomeprol	ng/l	210
		Iopamidol	ng/l	780
		Iopromid	ng/l	< 50
Korrosionsschutzmittel (Benzotriazole)		Benzotriazol	ng/l	2.800
		4-Methylbenzotriazol	ng/l	1.700
		5-Methylbenzotriazol	ng/l	590
Endokrin wirksame Chemikalien (EDCs)		Bisphenol-A	ng/l	< 50

Die einzelnen Leitsubstanzen wurden in Abstimmung mit der Bezirksregierung Detmold ausgewählt. Der Untersuchungsschwerpunkt gilt dabei typischen Arzneimittel- und Röntgenkontrastmittelrückständen.

Die verhältnismäßig große Anzahl von untersuchten Antibiotika wurde vor dem Hintergrund zusammengestellt, den ggf. besonderen Einfluss der Schlachtereier Tönnies als möglichen Eintragspfad für Arzneimittelrückstände ausreichend zu berücksichtigen. Ergänzt werden die untersuchten Arzneimittel- und Röntgenkontrastmittelrückstände um einzelne, wesentliche Haushalts- bzw. Industriechemikalien wie synthetische Süßstoffe, Benzotriazol und Bisphenol A.

Für die Untersuchung wurde eine über den Zeitraum vom 28.08.2012 - 09:15 Uhr bis 31.08.2012 - 09:15 Uhr genommene Mischprobe analysiert (1 Messwert pro Parameter). Örtlich wurde die Mischprobe aus dem Kläranlagenablauf an der Einleitstelle in die Ems gezogen. Für den Zeitraum der Mischprobenahme beträgt die zu berücksichtigende Bezugswassermenge 46.600 m<sup>3</sup>.

Neben nennenswerten Belastungen im Bereich der synthetischen Süßstoffe wurden laut Untersuchungsbefund für die Arzneimittel Diclofenac und die untersuchten Betablocker ebenfalls erhöhte Werte nachgewiesen. Im Bereich der Röntgenkontrastmittel ist darüber hinaus die vergleichsweise hohe Belastung an Iopamidol erwähnenswert. Die Messergebnisse zeigen ebenfalls ein hohes Vorkommen an Benzotriazolen, wohingegen die im Kläranlagenablauf Rheda nachgewiesene Bisphenol-A Belastung vernachlässigbar gering ist.

Auffällig sind ebenfalls die sehr geringen Konzentrationen an nachgewiesenen Antibiotika. Dies spricht für einen sehr geringen Einfluss des Schlachtereibetriebs auf die nachgewiesenen Arzneimittel- bzw. Antibiotikabelastungen im Kläranlagenablauf und deren Eintrag in das aquatische System.

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, Iomeprol, Iopamidol u. Iopromid) ist ein entsprechender Vergleich in Abbildung 2 dargestellt.

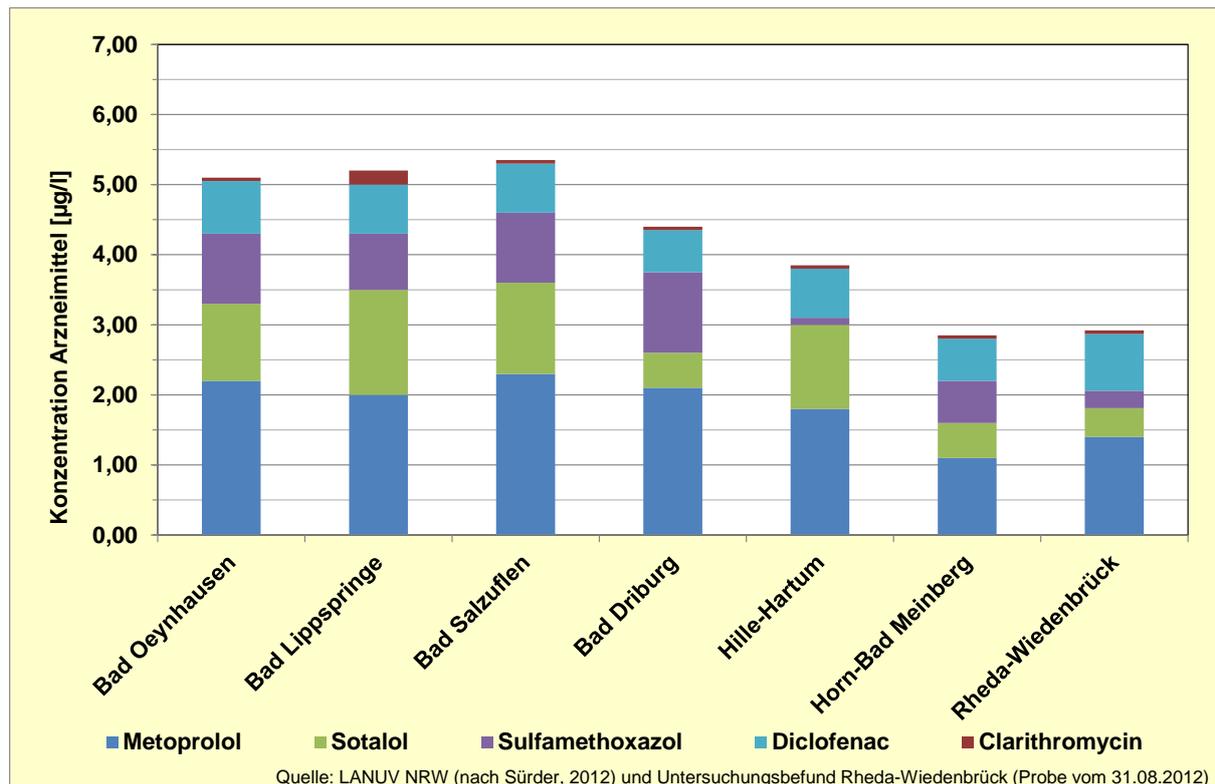


Abbildung 1: Analytierte Leitsubstanzen (Arzneimittel) – Vergleich von Ablaufkonzentrationen der KA Rheda-Wiedenbrück mit ausgewählten Kläranlagen in OWL

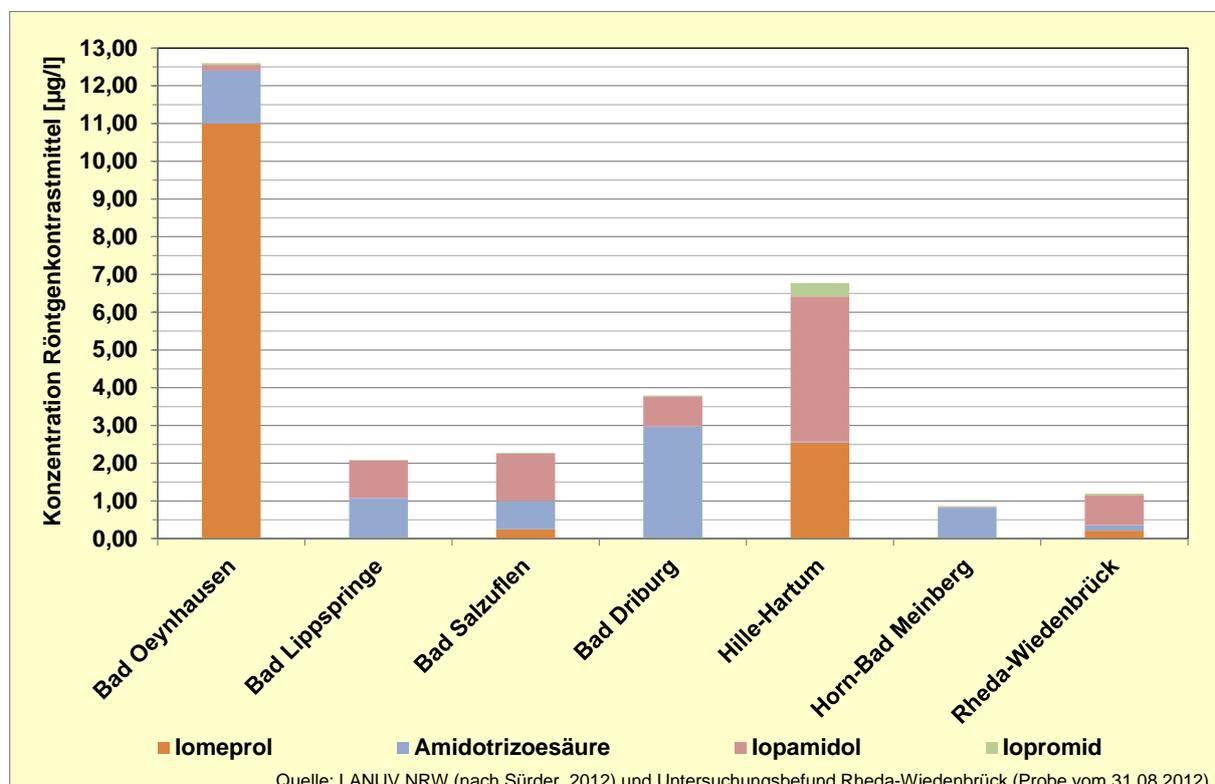


Abbildung 2: Analytierte Leitsubstanzen (Röntgenkontrastmittel) – Vergleich von Ablaufkonzentrationen der KA Rheda-Wiedenbrück mit ausgewählten Kläranlagen in OWL

Für beide Stoffgruppen stellt sich die im Ablauf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück gemessene Belastungssituation im Vergleich zu den ausgewählten Kläranlagen in OWL als relativ gering dar. Aus den Messergebnissen (Tabelle 2) geht allerdings hervor, dass der in NRW angestrebte allgemeine Vorsorgewert von 0,1 µg/l für eine Vielzahl von Leitsubstanzen nicht eingehalten wird.

### **3.3.2 Durchführung und Auswertung zusätzlicher Messungen**

Die in Tabelle 2 dargestellten Ergebnisse der vom 28.08-31.08.2012 durchgeführten Untersuchung bilden die Basis für diese Machbarkeitsstudie.

Um das Thema Mikroverunreinigungen im Ablauf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück 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, z.B. um den Wirkstoff Carbamazepin, 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 Rheda-Wiedenbrück**

### **3.4.1 Einzugsgebiet der Kläranlage**

Die Stadt Rheda-Wiedenbrück betreibt Teile des Kanalnetzes im Mischverfahren und im Trennverfahren. Der Stadtteil Wiedenbrück wird vollständig im Trennverfahren entwässert, im Stadtteil Rheda überwiegt die Entwässerung im Mischwasserverfahren

Die Ortschaften Batenhorst, St. Vit und Lintel werden vollständigen im Trennverfahren entwässert und das anfallende Schmutzwasser wird über Pumpwerke der Kläranlage zugeführt.

Folgende Kenndaten beschreiben das Einzugsgebiet:

- Gesamtfläche: 2.058 ha (vorläufig)
- Mischwassersystem: 432 ha (vorläufig)
- Trennsystem: 1.626 ha (vorläufig)

In der Stadt Rheda-Wiedenbrück sind große Unternehmen aus den Bereichen Möbelindustrie, Automobilindustrie, Maschinenbau und der Dienstleistungsbranche angesiedelt.

Der größte industrielle Einleiter ist die Fa. Tönnies, die im Bereich Tier-schlachtung und Fleischverarbeitung tätig ist. Die Fa. Tönnies hält auf dem Gelände der Kläranlage eine Abwasservorbehandlungsanlage (AVB) vor. Das in der Abwasservorbehandlung vorgereinigte Abwasser wird dem Zulauf der kommunalen biologischen Anlage zugeführt.

### **3.4.2 Ausbaugröße/ Anschlussgröße der kommunalen Kläranlage**

Die Ausbaugröße der kommunalen Kläranlage beträgt gemäß Genehmigungsentwurf für die Erweiterung der Kläranlage Rheda (Dezember 1995) 94.000 EW, wobei rd. 47.500 Einwohner, rd. 33.500 EGW aus sonstigem Gewerbe, 7.500 EGW aus der Vorbehandlung des Schlachthofabwassers und rd. 4.500 EW für Zuwachs/ Reserve zugrunde gelegt wurden.

Nach Überprüfung der Bemessungswerte durch eine Jahresauswertung für 2008 beträgt die Belastung im Zulauf Biologie 98.700 EW<sub>40</sub>, von denen 47.000 durch Einwohner und 51.700 EGW durch Gewerbebetriebe bzw. den Indirekteinleiter Fa. Tönnies verursacht werden.

Nachstehende Tabelle 3 zeigt den Vergleich zwischen der Bemessung und der Auswertung des Betriebstagebuches (85 % Perzentil) aus dem Jahr 2008. Die Tabelle zeigt z.T. Überschreitungen der damaligen Bemessungswerte.

Für den Auswertungszeitraum konnte eine BSB<sub>5</sub> Fracht von 520 kg/d im Ablauf der Abwasservorbehandlungsanlage berechnet werden. Da in diesem Zulaufteilstrom erhöhte Feststoffgehalte auftreten, wurde der spezifische Einwohnerwert analog dem Zulauf der Kläranlage mit 60 g/EW\*d angesetzt. Dar-

aus ergibt sich  $520 \text{ kg BSB}_5/\text{d} / 60 \text{ g/EW} \cdot \text{d} = 8.667 \text{ EW}$ , gerundet 8.650 Einwohnerwerte.

**Tabelle 3: Belastungssituation Kläranlage Rheda-Wiedenbrück – Vergleich der Bemessungswerte (Entwurf 1995) mit Betriebsdatenauswertung von 2008**

	Einheit	Frachten	
		Entwurf	2008
Einwohnerwerte	EW	94.000	98.700
BSB <sub>5</sub> -Fracht	kg/d	4.230	4.122
Feststoff-Fracht	kg/d	3.290	n.B.
N <sub>ges</sub> -Fracht	kg/d	1.080	1.686
NH <sub>4</sub> -N-Fracht	kg/d	700	954
P <sub>ges.</sub> -Fracht	kg/d	176	250

Die für das Jahr 2008 festgestellte BSB<sub>5</sub> Zulauffracht (4.111 kg/d) liegt unterhalb der Bemessungsfracht (4.230 kg/d). Die Einwohnerwerte wurden bezüglich der BSB<sub>5</sub>-Werte dabei wie folgt berechnet:

Ablauf Vorklärung:	3.602 kg BSB <sub>5</sub> /d	90.500 EW
Ablauf Abwasservorbehandlung:	520 kg BSB <sub>5</sub> /d	8.650 EW *
Gesamtfracht:	4.122 kg/ BSB <sub>5</sub> /d	98.700 EW

Unter Berücksichtigung der Rückbelastung durch das Schlammwasser aus der anaeroben Behandlung einschließlich Co Fermentation liegt die Ausbaugröße > 100.000 EW.

### 3.4.3 Einleitbedingungen

Gemäß Erlaubnisbescheid vom 07.07.2009 sind die in nachstehender Tabelle 4 dargestellten Einleitwerte für die Kläranlage Rheda-Wiedenbrück maßgebend.

Gemäß Einleiterlaubnis darf ein Höchstwasserabfluss von absolut: 625 l/s, 1.125 m<sup>3</sup>/0,5 h bzw. 4.500 m<sup>3</sup>/2 h eingeleitet werden.

**Tabelle 4: Genehmigte Einleitwerte für die Kläranlage Rheda-Wiedenbrück gemäß Erlaubnisbescheid vom 07.07.2009**

Parameter	Art der Probenahme	Einheit	Wert
CSB <sup>1) 4) 10)</sup>	qualifizierte Stichprobe <sup>2)</sup>	mg/l	60
BSB <sub>5</sub> <sup>1) 10)</sup>	qualifizierte Stichprobe <sup>2)</sup>	mg/l	15
NH <sub>4</sub> -N <sup>1) 11)</sup>	qualifizierte Stichprobe <sup>2)</sup>	mg/l	4
N <sub>gesamt</sub> <sup>1) 6) 11)</sup>	qualifizierte Stichprobe <sup>2)</sup>	mg/l	15
P <sub>gesamt</sub> <sup>1) 7)</sup>	qualifizierte Stichprobe <sup>2)</sup>	mg/l	1,0

<sup>1)</sup> 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.

<sup>2)</sup> 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).

<sup>4)</sup> 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.

<sup>6)</sup> N<sub>ges.</sub> als Summe von Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoff.

<sup>7)</sup> Hier handelt es sich um den abgaberelevanten Parameter Phosphor<sub>gesamt</sub>.

<sup>10)</sup> Ist eine Probe durch Algen deutlich gefärbt, so sind der CSB und der BSB<sub>5</sub> von der algenfreien Probe zu bestimmen.

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

### 3.4.4 Einleitung in die Ems

Die Einleitung in den Vorfluter Ems erfolgt durch ein geschlossenes Profil unterhalb des mittleren Wasserspiegels. Bei Überschreitung eines Wasserspiegels in der Ems von 66,84 m ü. NN in der Ems ist eine freie Vorflut aus der Kläranlage nicht mehr gewährleistet. In diesem Fall wird der Kläranlagenablauf mittels Hochwasserpumpwerk zur Ems gefördert.

Die Einleitungsstelle befindet sich auf dem Grundstück mit der Katasterbezeichnung Gemarkung Nordrheda, Flur 8, Flurstück 45. Der Einleitungsbe-  
 reich ist zugänglich über einen Wirtschaftsweg und den Grünstreifen am Gewässer in Richtung Flussaufwärts. In der Umgebung der Einleitungsstelle (Nutzungsbereich) sind Ackerflächen. Das Auslaufprofil im Vorfluter befindet

sich unter dem mittleren Wasserspiegel der Ems mit den Abmessungen (h/b) 1 m × 2 m.

### **Angaben zur Wasserführung in der Ems**

Für die Angaben zur Wasserführung in der Ems werden die vorliegenden Pegel­daten des Pegels Rheda vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (Nordrhein-Westfalen) verwendet.

Die langjährigen Aufzeichnungen von 1956-2006 weisen die folgenden Kennwerte aus:

- MNQ (mittlerer Niedrigwasserabfluss): 0,39 m<sup>3</sup>/s
- MQ (Mittelwasserabfluss): 3,31 m<sup>3</sup>/s
- MHQ (mittlerer Hochwasserabfluss) 28,9 m<sup>3</sup>/s

Das 100-jährige Hochwasser der Ems erlangt eine Höhe von HHW = 68,73 mÜNN. Das vorhandene Kläranlagengelände liegt auf NN + 69,30 mÜNN und ist somit hochwasserfrei. Die östlich an der Kläranlage grenzenden Flächen sind Teil des Überschwemmungsgebiets der Ems.

### **Auswirkungen der Einleitung / Gewässergüte der Ems**

Basierend auf den durchgeführten Gewässergütemessungen in der Ems ober- und unterhalb der Einleitung aus der Kläranlage Rheda ergeben sich seit 2006 Gewässergüten von II bis II-III.

Nachfolgende Tabelle beinhaltet entsprechende Untersuchungsergebnisse zu den Wassergüteklassen der Ems, die von OWL Umweltanalytik GmbH, Leopoldshöhe, durchgeführt wurden. Hieraus wird ersichtlich, dass bei den Gewässeruntersuchungen keine deutliche Veränderung der Wasserqualität durch die Einleitung in die Ems festgestellt wird.

**Tabelle 5: Wassergüteklassen der Ems (2006-2008) vor und hinter der Einleit­stelle Kläranlage Rheda-Wiedenbrück (Untersuchungen der OWL Umweltanalytik GmbH, Leopoldshöhe)**

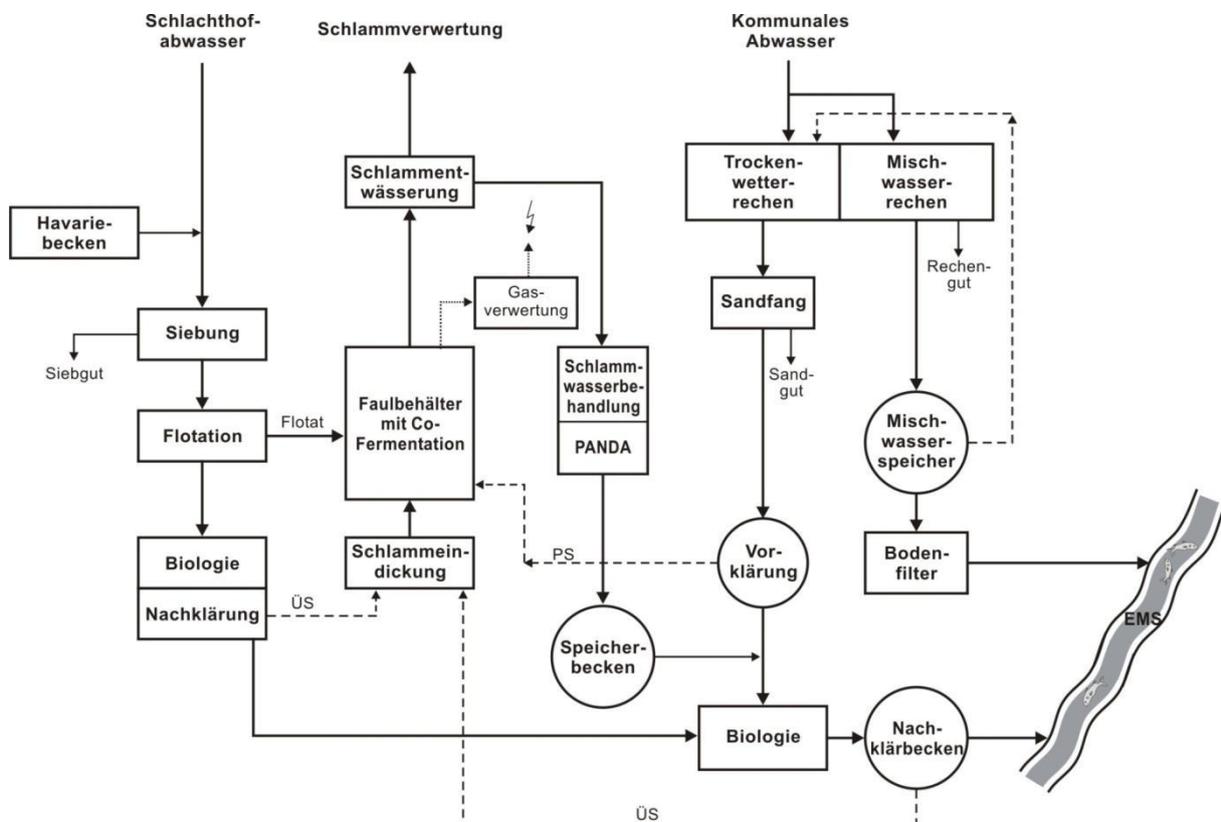
Untersuchungsdatum	Untersuchungsstelle	
	Ems oberhalb (Probenahnestelle 2)	Ems unterhalb (Probenahnestelle 3)
02.10.2008	II-III	II-III
21.11.2007	II	II
19.05.2006	II – III	II

Ein Teil der Kanalisation des Stadtgebietes Rheda-Wiedenbrück wird im Mischwasserverfahren betrieben. Bei Starkregenereignissen und bei einem Kläranlagenzufluss größer 2.250 m<sup>3</sup>/h wird auf der Kläranlage ein Mischwasserabschlag erforderlich. Das Mischwasser wird dabei nach einem Grobrechen abgeschlagen. Um die Ems in diesen Fällen vor einem möglichen Spülstoß aus der Kanalisation zu schützen, wird auf der Kläranlage ein Absetzbecken als Mischwasserspeicher vorgehalten. Für eine weitere Verbesserung der Gewässergüte (Ems) wurde die Kläranlage Rheda-Wiedenbrück im Jahr 2012 zur Behandlung der Mischwasserabschläge um einen Bodenretentionsfilter mit einer Filterfläche von rd. 4.500 m<sup>2</sup> erweitert.

### 3.4.5 Reinigungsstrategie

Die Kläranlage Rheda wurde 1980 und 1998 grundlegend erweitert. In den letzten Jahren erfolgten weitere deutliche Anpassungen der Kläranlage aufgrund der Produktionserweiterung der Fa. Tönnies.

Die grundlegenden Stoffströme auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück sind in nachstehender Systemskizze dargestellt und werden folgend kurz erläutert.



**Abbildung 3: Systemskizze Kläranlage Rheda-Wiedenbrück**

Die Belastungssituation der kommunalen Biologie ergibt sich aus drei zufließenden Teilströmen:

- Vorbehandeltes kommunales Abwasser
- Vorbehandeltes Abwasser vom Schlacht-/ Zerlegebetrieb
- Vorbehandeltes Schlammwasser

### **Vorbehandlung kommunales Abwasser**

Den Hauptabwasserstrom bildet das kommunale Abwasser aus der Stadt Rheda-Wiedenbrück. Das Abwasser fließt dem Zulaufpumpwerk der Kläranlage Rheda zu. Dort wird es mit einem Schneckenpumpwerk gefördert und fließt bei Trockenwetter der Trockenwetterrechen mit einem Stababstand von 6 mm zu.

Nach der Grobstoffreinigung fließt das Abwasser zum belüfteten Sandfang. Der Sandfang besteht aus zwei Kammern. Folgende Abmessungen ergeben sich:

Querschnittsfläche:	7,32 m <sup>2</sup> /Kammer
Oberfläche:	70,00 m <sup>2</sup> /Kammer
Volumen:	183,00 m <sup>3</sup> /Kammer

Der Ablauf des Sandfanges fließt zur Vorklärung. Dort werden partikuläre hauptsächlich organische Stoffe abgeschieden. Das vorhandene Vorklärbecken hat folgende Abmessungen:

Durchmesser:	32,00 m
Volumen:	1.600,00 m <sup>3</sup>
Tiefe Wasserspiegel	1,70 m
Oberfläche:	795,00 m <sup>2</sup>

### **Vorbehandlung Abwasserteilstrom Schlacht-/ Zerlegebetrieb**

Das Abwasser des Schlacht-/ Zerlegebetriebes wird über ein werkseigenes pneumatisches Pumpwerk zur Abwasservorbehandlungsanlage, die sich im westlichen Teil des Kläranlagengeländes befindet, per Druckleitung gefördert. Dort erfolgt die Grobstoffabscheidung durch eine 2-straßige Siebanlage. Die beiden Trommelsiebe besitzen bei einer Spaltweite von 1 mm einen maximalen Durchsatz von 300 m<sup>3</sup>/h. Das abgetrennte Siebgut wird über eine Schneckenpresse entwässert und durch einen Containerdienst in die Müllverbrennungsanlage gefahren.

Nach der Grobstoffentfernung wird das Abwasser in der 3-straßigen Flotationsanlage mit einem maximalen Durchsatz von 375 m<sup>3</sup>/h weiterbehandelt. Zur Reduktion der Schmutzfracht ist den Flotationsanlagen eine Fällung und Flockung vorgeschaltet. Hierbei wird das Abwasser mit Eisen-III-Chlorid zur Flockung versetzt und es bilden sich feinste Flocken. Durch Zugabe eines Flockungshilfsmittels bilden sich Makroflocken, die in der Flotationsanlage durch Anlagerung von Luftbläschen auftreiben. Zur Einstellung des pH-Wertes wird zusätzlich Natronlauge zudosiert. Durch die Flotationsanlage wird die organische Schmutzfracht um ca. 80-85 % und die Stickstofffracht um 70-75 % reduziert.

Der in der Flotationsanlage abgetrennte Flotatschlamm wird auf der Kläranlage zur Co-Fermentation genutzt bzw. zu Biogasanlagen in der Umgebung mit Tankfahrzeugen gebracht.

Nach der Flotation wird das vorbehandelte Abwasser der biologischen Vorbehandlung zugeführt. Die ehemalige SBR-Anlage ist 2003 zu einer konventionellen Belebtschlammanlage umgebaut und erweitert worden. Das Belebungsbeckenvolumen beläuft sich insgesamt auf ca. 9.700 m<sup>3</sup> zum Schlammrückhalt sind 2 Nachklärbecken mit einer Oberfläche von je 135 m<sup>2</sup> in das Becken integriert. Der anfallende Überschussschlamm wird eingedickt und anaerob stabilisiert.

### **Vorbehandlung Schlammwasser**

Auf der Kläranlage Rheda wird eine Co-Fermentation betrieben. Hierbei werden neben dem Primärschlamm, den beiden Überschussschlämmen auch Flotatschlamm aus der Abwasservorbehandlungsanlage der Fa. Tönnies anaerob stabilisiert. Das erzeugte Gas wird in den zwei BHKW-Anlagen energetisch verwertet.

Durch das stickstoffhaltige Inputmaterial (Flotatschlamm aus der Abwasservorbehandlungsanlage) ist das Zentrat aus der Schlammentwässerung stark mit Ammoniumstickstoff belastet. Deshalb wird der Teilstrom getrennt gefasst und einer separaten Vorreinigung zugeführt.

Der angestrebte Wochenausgleich für die Schlammwasserbehandlung wird durch zwei Ausgleichsbecken im Zulauf der Schlammwasserbehandlungsanlage ( $V = 450 \text{ m}^3 + 1.200 \text{ m}^3$ ) erreicht.

Die Schlammwasserbehandlungsanlage kann zweistraßig bzw. zweistufig betrieben werden. Verfahrenstechnisch ist zurzeit sowohl der Betrieb einer Nitri-

tations-/ Denitrationsanlage als auch einer 1-stufigen Deammonifikation implementiert.

Die vorhandenen Behandlungsbecken haben eine Gesamtgröße von 3.700 m<sup>3</sup>.

### **Kommunale Biologie**

Zur Vergleichmäßigung der Zulaufwassermengen ist der kommunalen Biologie ein Ausgleichsspeicher (rd. 2.800 m<sup>3</sup> Beckenvolumen) vorgeschaltet. Ausgelegt wurde der Speicher für eine Vergleichmäßigung der Wassermenge auf  $Q_d/24$  bei Trockenwetter. Darüber hinaus kann der Speicher zum Ausgleich des Ablaufs der Schlammwasserteilstrombehandlung genutzt werden (derzeitige Betriebsweise).

Die drei Teilströme vereinigen sich im Zulaufschacht der kommunalen Biologie. An dieser Stelle erfolgen die Durchflussmessung und die mengenproportionale Probenahme.

Der Zulauf der kommunalen Biologie wird mit dem Rücklaufschlamm aus den Nachklärbecken 1+2 gemischt und durchfließt das Bio-P-Becken. Dieses Becken hat ein Volumen von 1.680 m<sup>3</sup> und dient als anaerobe / anoxische Zone zur Erhöhung der biologischen Phosphorelimination. Entsprechend dem vorhandenen Beckenvolumen von 1.680 m<sup>3</sup> ergibt sich hier eine hydraulische Aufenthaltszeit von ca. einer Stunde.

Die kommunale Biologie wurde als Belebungsstufe für 94.000 EW und einen max. Trockenwetterzufluss von 18.000 m<sup>3</sup>/d bemessen. Verfahrenstechnisch wurde die Kläranlage als alternierende Kaskadendenitrifikation geplant und gebaut. Die momentane Betriebsweise stellt eine Mischung aus einer Kaskadenanlage, durch den Wechsel von Nitrifikation- und Denitrifikationszone, und einer vorgeschalteten Denitrifikation dar. Die Belebungsanlage besteht aus 6 Becken mit den folgenden Abmessungen:

Anzahl der Becken:	6 Stück
Länge:	30,60 m
Breite:	20,00 m
Tiefe:	~ 6,00 m
Gesamtvolumen:	22.000,00 m <sup>3</sup>

Alle Becken verfügen über feinblasige Belüfterelemente die durch Drehkolbengebläse mit Druckluft gespeist werden. Zur Sicherstellung einer ausrei-

chenden Umwälzung sind alle Becken mit langsam laufenden Rührwerken ausgestattet. Die Steuerung der Belüftung erfolgt über Sauerstoffsonden in den einzelnen Becken und eine Online-Messung für  $\text{NH}_4\text{-N}$ .

Aufgrund des schlechten C/N Verhältnisses verfügt die Kläranlage zur Sicherheit über eine C-Quellen Dosierung (Essigsäure). Die C-Quelle kann nach Bedarf den einzelnen Denitrifikationszonen zugegeben werden

Für eine zusätzliche simultane P-Fällung wird in den Ablauf des Belebungsbeckens Eisen-III-Chlorid dosiert. Zur Überwachung der gesamten Phosphorelimination verfügt die Anlage über eine Orthophosphat-Online-Messung.

Die Nachklärung besteht aus insgesamt 4 Becken. Die Becken haben je eine Oberfläche von ca. 950 m<sup>2</sup>. Das Volumen der Becken beträgt bei den Becken 1 und 2 jeweils 2.275 m<sup>3</sup>, die Becken 3 und 4 haben jeweils ein Volumen von 3.844 m<sup>3</sup>.

Aus den Nachklärbecken 3 und 4 fließt der Rücklaufschlamm über das Zulaufpumpwerk direkt der Belebung zu. Bei den Nachklärbecken 1 und 2 wird der Rücklaufschlamm aus den Nachklärbecken 1 und 2 durch das Rücklaufschlammumpwerk ins Bio-P-Becken gefördert und fließt dann der Belebung zu. Im Rücklaufschlammumpwerk erfolgt ebenfalls der Überschussschlammabzug.

Der Klarwasserablauf der Nachklärung fließt im Normalfall im Freigefälle der Ems zu. Wenn die Ems Hochwasser führt, wird der Kläranlagenablauf über das Hochwasserpumpwerk in die Ems gefördert. Das Hochwasserpumpwerk hat eine max. Förderleistung von 1,58 m<sup>3</sup>/s.

### **Schlammbehandlung**

Die Überschussschlämme aus der kommunalen Biologie und der Abwasservorbehandlung der Fa. Tönnies werden maschinell eingedickt und der Faulung zugeführt. Daneben wird der Rohschlamm und Teile des in der Abwasservorbehandlung der Fa. Tönnies anfallenden Flotatschlammes der Faulung anaerob stabilisiert.

Zwei Faultürme mit einem Volumen von 5.000 m<sup>3</sup> bzw. 6.500 m<sup>3</sup> stehen für die anaerobe Schlammstabilisierung zur Verfügung. Die Faulung erfolgt mesophil bei einer Mindestaufenthaltszeit von 15 d.

Der ausgefaulte Schlamm wird in Nacheindickern zwischengespeichert und von dort über die Schlammentwässerung abgezogen. Der entwässerte Schlamm der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück wird z.Z. komplett landwirtschaftlich verwertet.

### 3.4.6 Vorhandene Bausubstanz und bauliche Erweiterungsmöglichkeiten

Die räumliche Anordnung der wesentlichen Anlagenteile ist in einem Übersichtsplan in Abbildung 4 dargestellt.

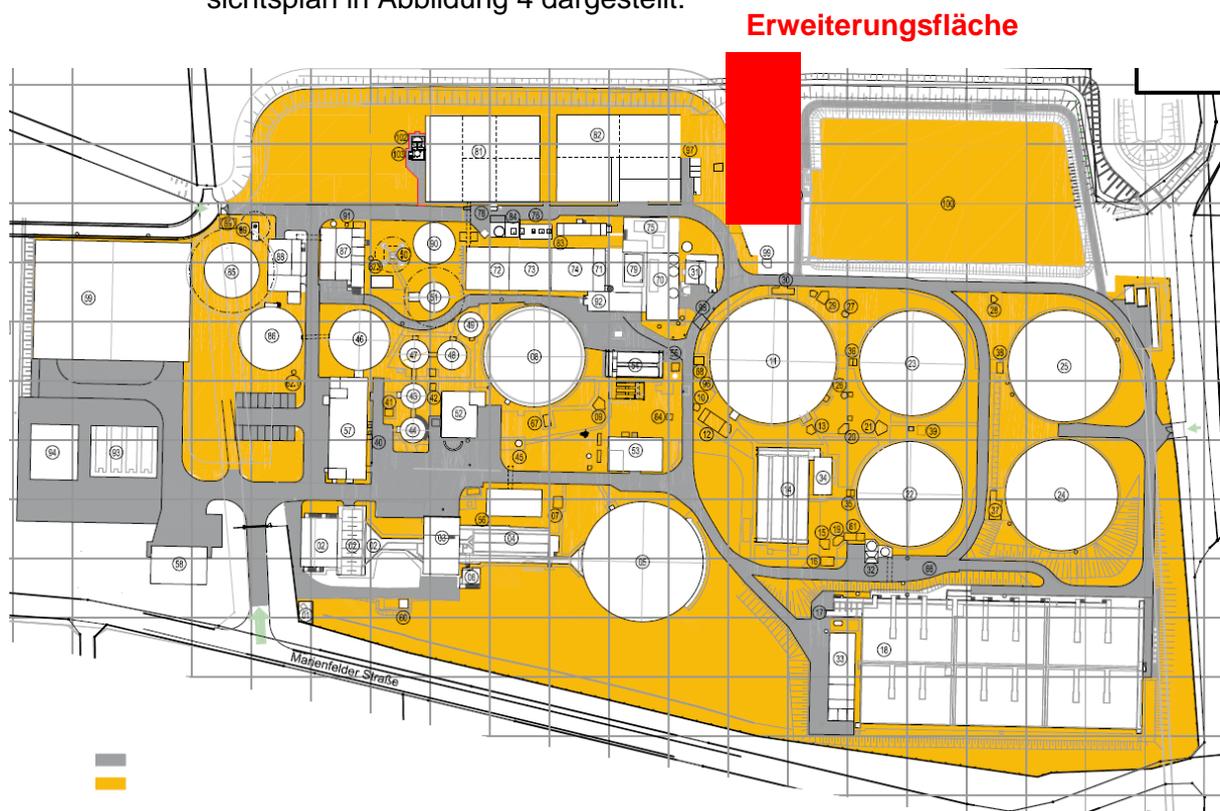


Abbildung 4: Übersichtslageplan Kläranlage Rheda-Wiedenbrück

Auszüge aus einem aktuellen Lageplan der Kläranlage befindet sich in der Anlage dieser Studie.

Für eine bauliche Erweiterung stehen auf der Kläranlage Freiflächen nur in sehr geringem Umfang zur Verfügung. Von besonderer Bedeutung ist hier, dass die Kläranlage auf der östlichen Seite von Hochwasserretentionsflächen (Überschwemmungsgebiet Ems) eingerahmt wird.

### 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.

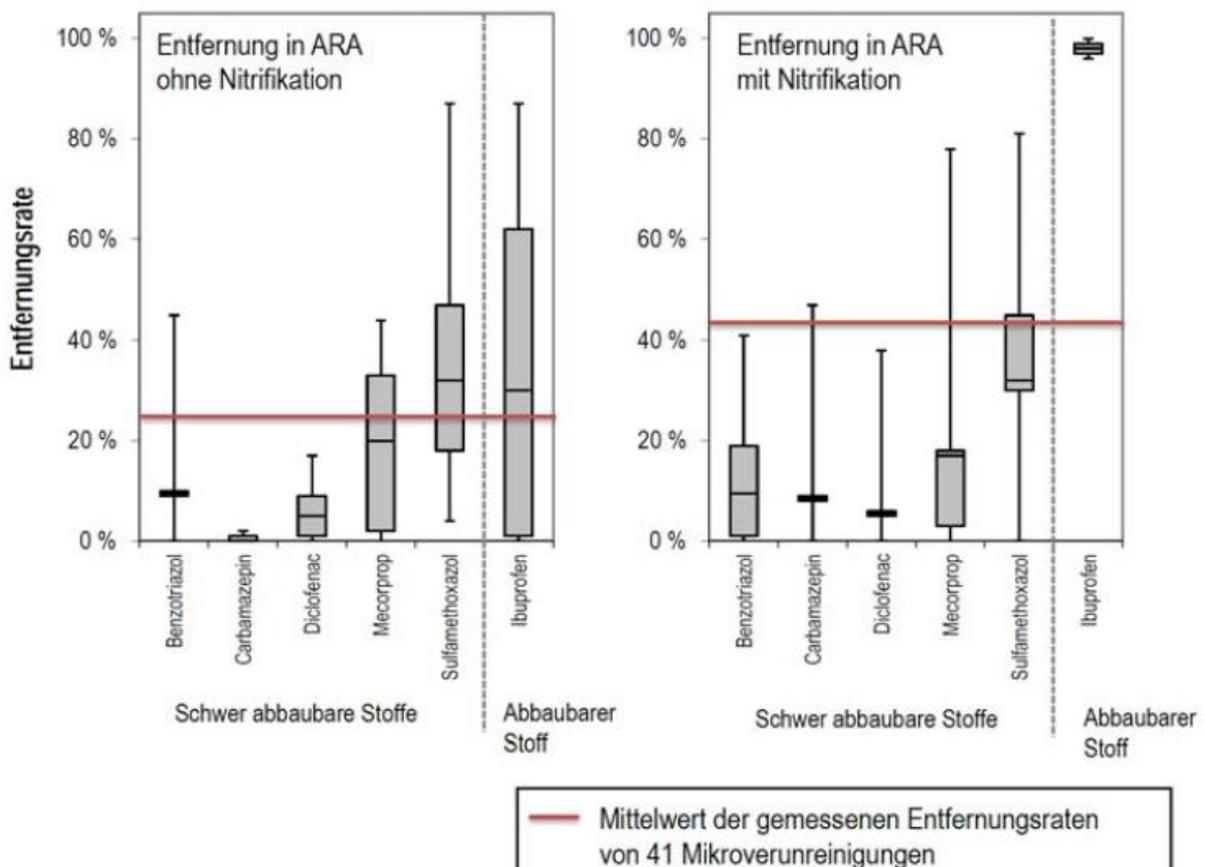


Abbildung 5: Elimination von Mikroverunreinigungen in kommunalen Kläranlagen (aus BAFU, 2012)

Darüber hinaus lassen sich bei Kläranlagen mit unterschiedlichen Reinigungszielen (mit/ ohne Nitrifikation) und unterschiedlichen Schlammaltern (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 5).

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 3.2 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 (Abwasser-Hintergrundmatrix, 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 Floccungshilfsmitteln.

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  $v_{sp}$  [ $m^3 \text{ kg}^{-1}$ ] 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** entweder über Sedimentation oder Filtration.

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

### 3.5.6 Grundlagen der Ozonierung

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 Ozonierung 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 Ozonierung 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 Amino- gruppen) 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 ( $\text{OH}^{\cdot}$ ) mit verschiedensten Substanzen, die substanziiell zur Elimination von Mikroverunreinigungen beiträgt. Diese Hydroxyl-Radikale ( $\text{OH}^{\cdot}$ ) entstehen beim Zerfall von Ozon im Wasser in Anwesenheit von organischem Kohlenstoff und Hydroxid- Ionen ( $\text{OH}^{-}$ ). Die Effizienz der indirekten Oxidation mittels Hydroxyl-Radikale ( $\text{OH}^{\cdot}$ ) im Hinblick auf die Elimination von speziellen Spurenstoffen bzw. Mikroverunreinigungen wird allerdings aufgrund der indifferenten Reaktion durch Reaktionen mit „harmlosem“, organischem Hintergrundmaterial deutlich vermindert. (BAFU, 2012)

Grundsätzlich lässt sich mit einer Ozonierung für ein breites Stoffspektrum bzw. eine Vielzahl von Mikroverunreinigungen eine weitgehende Reduktion aus dem kommunalen Abwasser erzielen. Die tatsächliche Wirksamkeit der Ozonierung 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 Ozonierung in der Trink- und Badewasseraufbe-

reinigung sowie in der Industrieabwasserbehandlung ein seit Jahrzehnten bewährtes Verfahren dar.

Beim Einsatz einer Ozonierung 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 Ozonierung kein geeignetes Verfahren zur Reduktion von Mikroverunreinigungen dar. Durch den Oxidationsprozess können kanzerogener 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 Ozonierung definiert (BAFU, 2012).

### **3.5.7 Einsatz von Ozonierung**

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 Ozonierungsstufe zur Elimination von 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 Aktivkohleadsorption als auch die einer Ozonierung bezüglich der Elimination von Mikroschadstoffen stoffspezifisch. In nachstehender Tabelle 6 sind den unterschiedlichen Verfahrenstechniken für einzelne Leitsubstanzen bekannte Eliminationsleistungen zugeordnet. Die angeführten Leitsubstanzen sowie die dargestellten Messwerte entsprechen dem im Ablauf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück durchgeführte Messprogramm (vgl. Tabelle 2).

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

Leitsubstanz	Einheit	Messwert	Elimination		
			PAK	GAK	Ozonung
Acesulfam	ng/l	2.300	k. A.	k. A.	k. A.
Sucralose	ng/l	1.000	k. A.	k. A.	k. A.
Clarithromycin	ng/l	< 50	+ bis ++ <sup>(2)</sup>	k. A.	++
Enrofloxacin	ng/l	< 50	k. A.	k. A.	k. A.
Sulfadiazin	ng/l	< 50	k. A.	k. A.	k. A.
Sulfadimidin	ng/l	< 50	k. A.	k. A.	k. A.
Sulfamethoxazol	ng/l	250	0 <sup>(3)</sup>	0 <sup>(1)</sup>	++ <sup>(1)</sup>
N4-Acetyl-Sulfamethoxazol	ng/l	< 50	0 <sup>(5)</sup>	k. A.	k. A.
Tylosin	ng/l	< 50	k. A.	k. A.	k. A.
Diclofenac	ng/l	810	+ bis ++ <sup>(1)</sup>	++ <sup>(1)</sup>	++ <sup>(1)</sup>
Metoprolol	ng/l	1.400	++ <sup>(1)</sup>	k. A.	+ bis ++ <sup>(1)</sup>
Sotalol	ng/l	410	+	k. A.	++ <sup>(4)</sup>

Tabelle 5 (Fortsetzung)

Leitsubstanz	Einheit	Messwert	Elimination		
			PAK	GAK	Ozonung
Amidotrizoesäure	ng/l	150	0 <sup>(3)</sup>	- bis +	- <sup>(3)</sup>
lomeprol	ng/l	210	+	0	0
lopamidol	ng/l	780	0 bis + <sup>(3)</sup>	0	0
lopromid	ng/l	< 50	0 bis + <sup>(2)</sup>	0	0 <sup>(2)</sup>
Benzotriazol	ng/l	2.800	+ bis ++ <sup>(1)</sup>	k. A.	+ <sup>(1)</sup>
4-Methylbenzotriazol	ng/l	1.700	k. A.	k. A.	k. A.
5-Methylbenzotriazol	ng/l	590	+ bis ++ <sup>(2)</sup>	k. A.	k. A.
Bisphenol-A	ng/l	< 50	++ <sup>(1)</sup>	0 <sup>(1)</sup>	+ bis ++ <sup>(1)</sup>

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

## **4 Planungs- und Bemessungsgrundlagen**

### **4.1 Planungsgrundlagen**

aqua consult stehen umfangreiche Informationen und detaillierte Planungsgrundlagen über die Kläranlage Rheda-Wiedenbrück zur Verfügung. Hierzu zählen u.a.:

- Betriebstagebücher,
- Bestandsunterlagen wie Verfahrensfliessbilder, Lagepläne, Bauwerkspläne etc. und
- Erlaubnisbescheide der Bezirksregierung Detmold.

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

### **4.2 Hydraulische Bemessungsgrößen**

Zur Ermittlung der Bemessungswassermenge für die weitergehende Reinigungsstufe wurden sowohl die Tagesablaufwassermengen als auch die 2h-Ablaufwassermengen für das Jahr 2012 ausgewertet. Entsprechende Ganglinien und die zugehörige Summenhäufigkeitsverteilungen zeigen die nachstehenden Abbildung 6 bis Abbildung 9.

Die Jahresablaufwassermenge betrug auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück in 2012 rd. 6,4 Mio. m<sup>3</sup>/a. Die mittlere Tagesablaufwassermenge liegt für diesen Zeitraum bei 17.449 m<sup>3</sup>/d bzw. 202 l/s. Die maximale stündliche Ablaufwassermenge (Mittelwert über 2 Stunden) beträgt 2.246 m<sup>3</sup>/h bzw. 624 l/s, der 85 %-Wert der stündlichen Ablaufwassermenge (Mittelwert über 2 Stunden) liegt bei 929 m<sup>3</sup>/h bzw. 258 l/s.

Der jährliche Trinkwasserverbrauch für die Stadt Rheda-Wiedenbrück liegt bei rd. 2,2 Mio. m<sup>3</sup>/a.

Die Kläranlage Rheda-Wiedenbrück ist hydraulisch für einen maximalen stündlichen Mischwasserzufluss (kommunal + industriell) von 2.250 m<sup>3</sup>/h ausgelegt. Der Trockenwetterzufluss beträgt auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück (kommunal + industriell) in etwa 1.125 m<sup>3</sup>/h also rd. 312,5 l/s.

Um die erforderlichen Investitionen für die zur Elimination von Mikroschadstoffen zusätzlich zu errichtenden Behandlungsstufen in einem angemessenen Maß 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 rd. 1.000 m<sup>3</sup>/h, d.h. 278 l/s bemessen. Diese Wassermenge ist geringfügig kleiner als der Trockenwetterzufluss zur Kläranlage. Basierend auf den für das Jahr 2012 ausgewerteten Betriebsdaten (vgl. Kapitel 4.2) zeigt sich aber, dass mit diesem Ansatz etwa 90 % sowohl der aufgezeichneten stündlichen Abwassermengen als auch der täglich auf der Kläranlage gemessenen Ablaufwassermengen erfasst werden. Unter Berücksichtigung einer solchen Teilstrombehandlung von rd. 90 % der Jahresablaufwassermenge (rd. 5,75 Mio. m<sup>3</sup>/a) ergibt sich ein mittlerer Zufluss zur weiterführenden Behandlungsstufe zu ca. 656 m<sup>3</sup>/h.

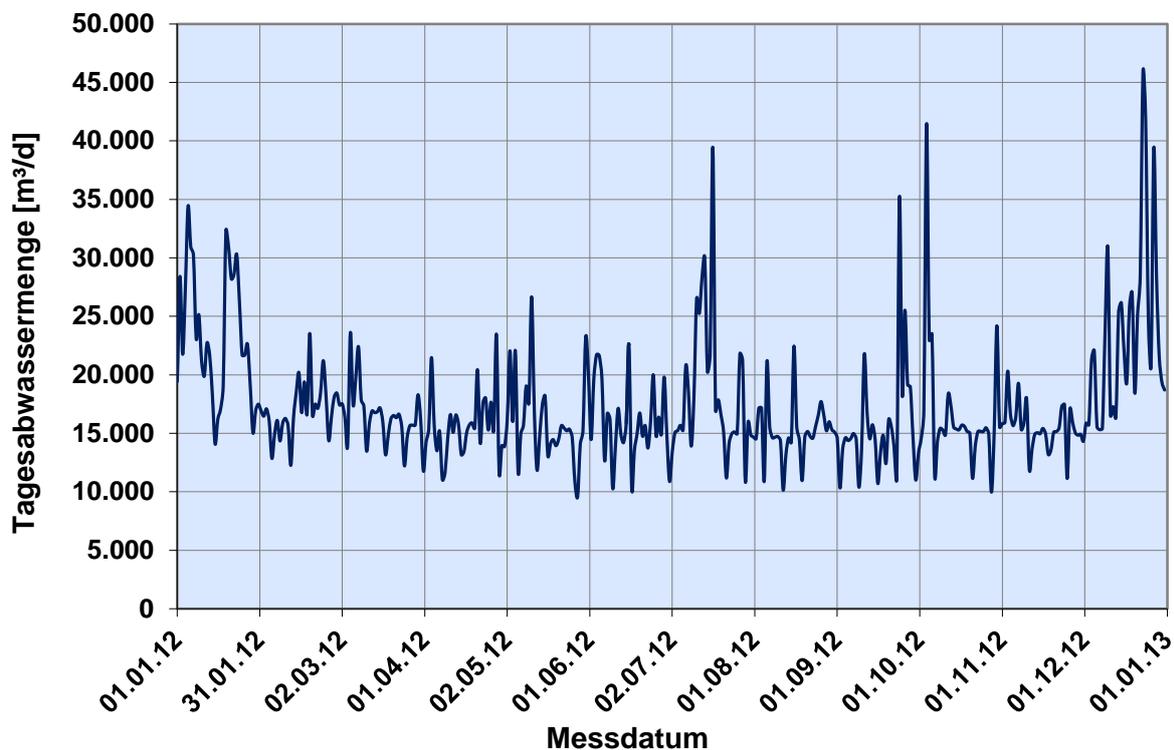


Abbildung 6: Tagesablaufwassermenge der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück in 2012

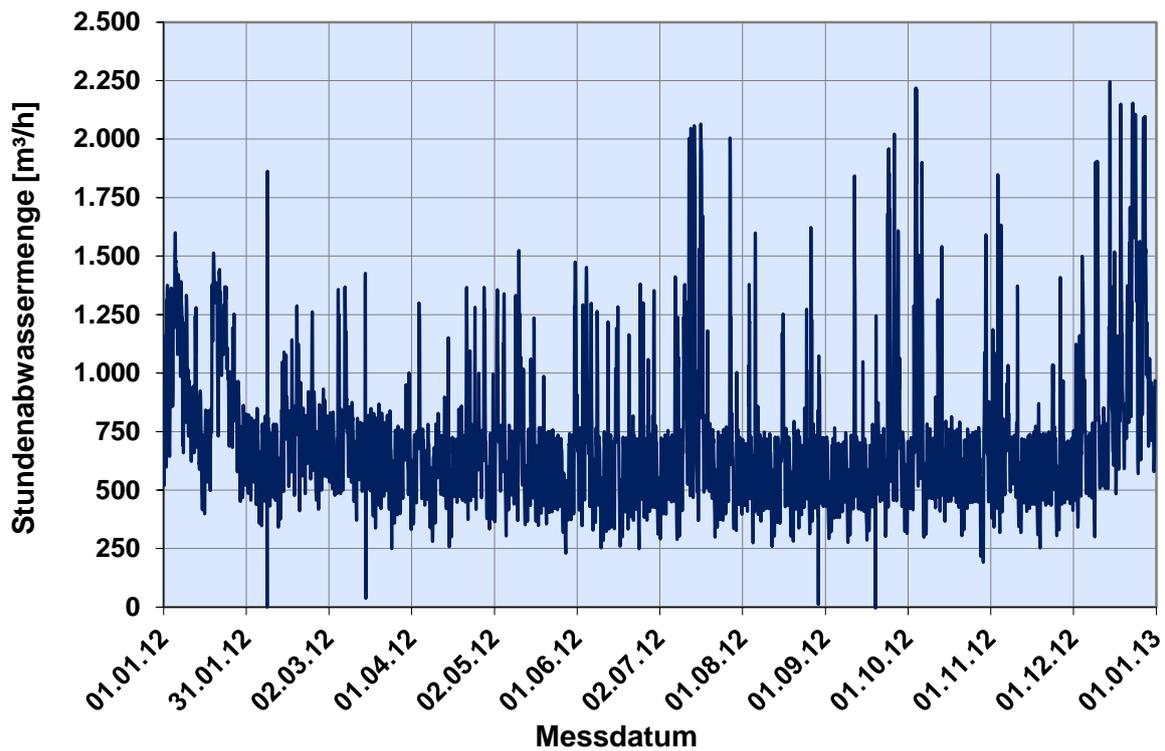


Abbildung 7: stündliche Ablaufwassermenge der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück in 2012 (Mittelwert über 2h)

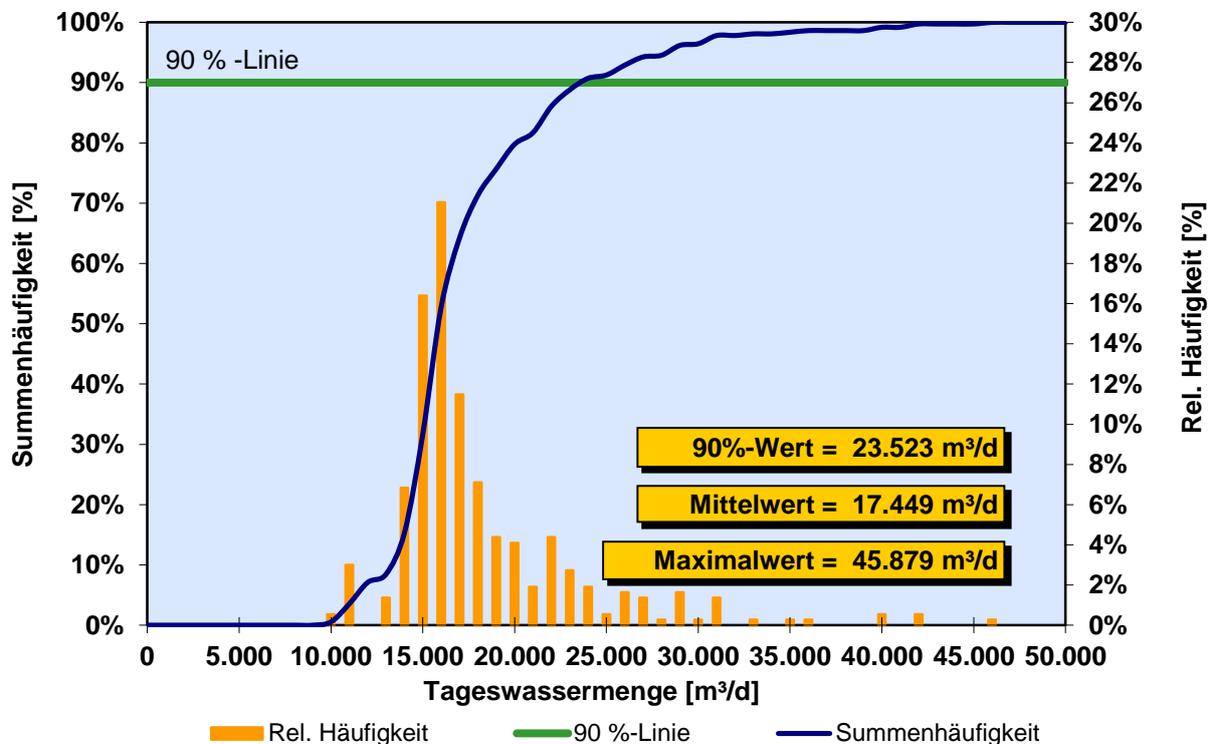


Abbildung 8: Häufigkeitsverteilung der Tagesablaufwassermenge der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück für den Zeitraum 01/2012-12/2012

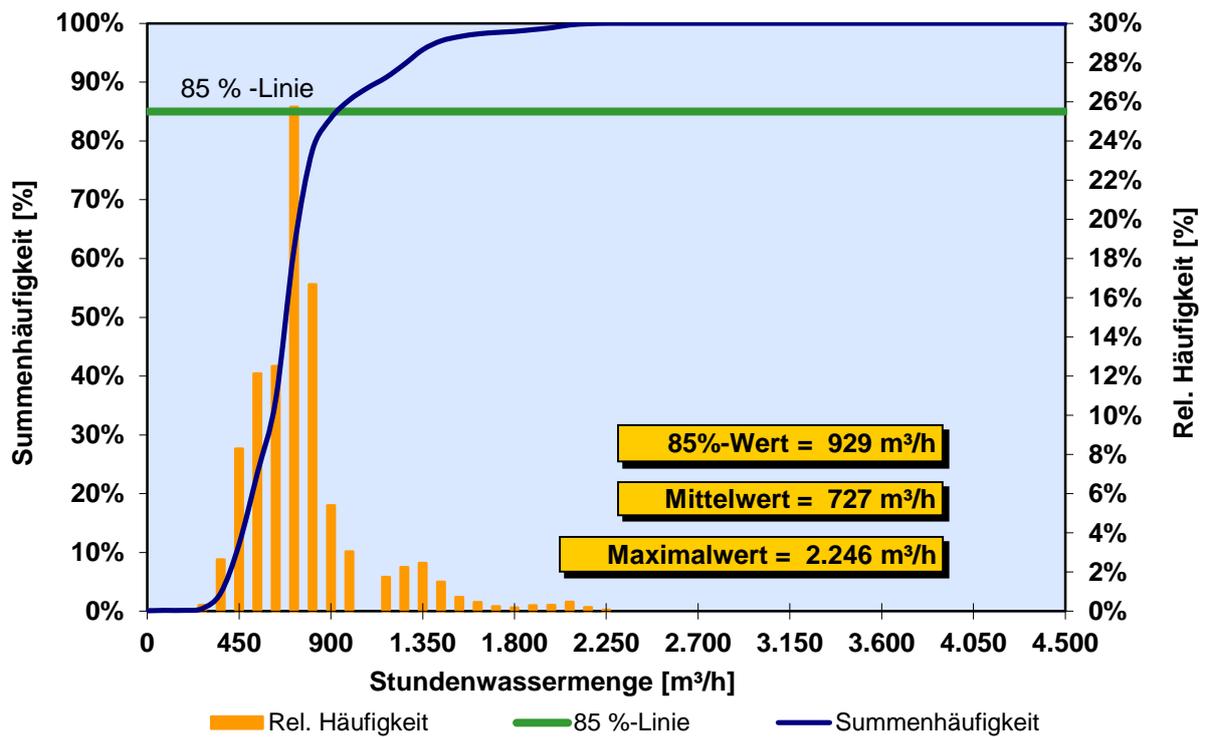


Abbildung 9: Häufigkeitsverteilung der stündlichen Ablaufwassermengen der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück für den Zeitraum 01/2012-12/2012

## 5 Planungskonzepte zur Elimination von Mikroschadstoffen

Unter Berücksichtigung der örtlichen Randbedingungen werden im Rahmen dieser Studie für die Kläranlage Rheda-Wiedenbrück 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 Pulveraktivkohle (PAK-Adsorption) im Hauptstrom (dynamische Kreislaufführung): Neubau eines Kontaktreaktors bei Verwendung der zur biologischen Reinigungsstufe gehörenden Absetzbecken + Neubau eines PAK-Silos + Neubau einer Filtration + Umstellung des bisherigen Schlammverwertung.
- Variante 3: Einsatz von granulierter Aktivkohle (GAK-Adsorption) im Teilstrom in einer nachgeschalteten Filtrationsstufe: Neubau einer GAK-Filtration und optional einer vorgeschalteten Filtration
- Variante 4: Einsatz von Ozon (Oxidation) im Teilstrom: Neubau einer Ozonierungsstufe (Kontaktreaktor, Ozonerzeugung, Sauerstofflagertank, etc.) + optionaler Neubau einer vorgeschalteten Filtration

Die vier 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. 1.000 m<sup>3</sup>/h ausgelegt.

Die Zugabe der Pulveraktivkohle erfolgt in ein vorgeschaltetes Kontaktbecken, das als Absorptionsstufe dient. Die erforderliche Abtrennung des Pulveraktivkohleschlammes findet in einem nachgeschalteten Absetzbecken statt. Eine zusätzlich angeordnete Tuchfiltration ermöglicht die Entnahme der im Klarwasserablauf des Absetzbeckens noch enthaltene Restfracht an feinsuspendierter Pulveraktivkohle. Eine schematische Darstellung der wesentlichen verfahrenstechnischen Komponenten ist für diese PAK-Adsorptionsstufe im Teilstrom in Abbildung 10 gegeben. Variante 1 entspricht in wesentlichen Aspekten u.a. der aktuell auf der Kläranlage Sindelfingen großtechnisch umgesetzten Reinigungsstrategie.

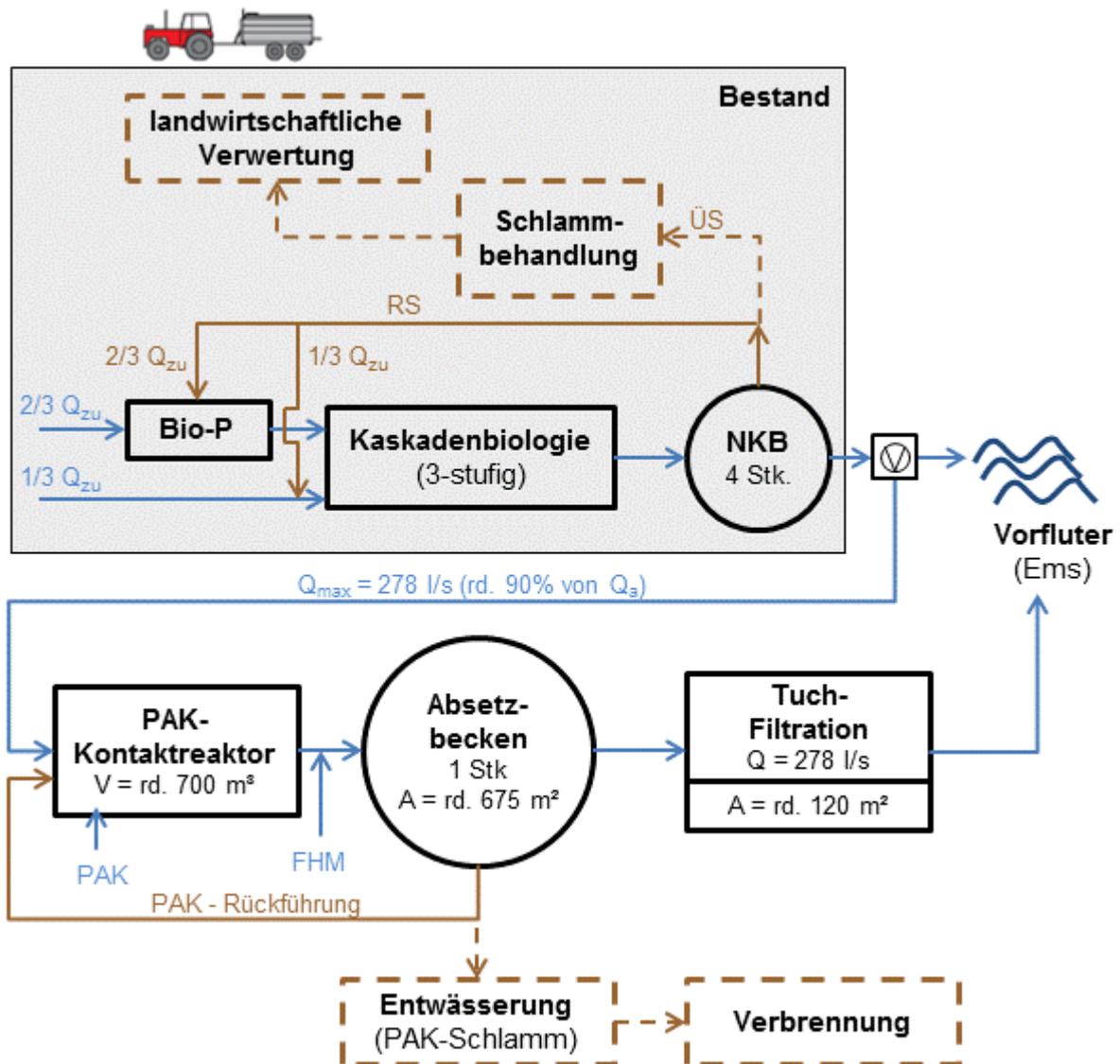


Abbildung 10: Schematische Darstellung von Variante 1 (PAK-Adsorption im Teilstrom)

Eine überschlägige abwassertechnische Bemessung dieser Variante befindet sich im Anhang der Machbarkeitsstudie.

Um die für Variante 1 erforderlichen Kontakt- und Absetzbecken möglichst effizient zu gestalten und optimiert in die vorhandene Kläranlagenbebauung integrieren zu können, ist die Errichtung eines gemeinsamen neuen Bauwerks vorgesehen. Ein zu errichtendes, rundes Absetzbecken wird hierfür mit einem umlaufenden Außenring, der als Kontaktreaktor zur Verfügung steht, ausgestattet. Das Absetzbecken selbst wird klassisch über ein Mittelbauwerk beschickt. Der abgesetzte Pulveraktivkohleschlamm wird mit Hilfe eines Umlaufräumers in einen mittig angeordneten Schlammrichter 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. Aufgrund relativ hoher DOC-Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück wurde in dieser Studie in einem ersten Ansatz eine vergleichsweise hohe mittlere Dosiermenge von 12,5 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 werden auf einer Freifläche in der Nähe des vorhandenen Speicherbeckens aufgestellt.

Die hydraulische Mindestaufenthaltszeit im Kontaktbecken wird mit rd. 30 min angesetzt. Für den äußeren Beckenring wird ein Volumen von rd. 700 m<sup>3</sup> festgelegt. Um eine ausreichende Durchmischung innerhalb des Kontaktbeckens sicherzustellen wird der Außenring mit Rührwerken ausgerüstet.

Für den Absetzvorgang der Pulveraktivkohle steht im Innenring des Bauwerks ein Absetzbecken mit einer Oberfläche von rd. 676 m<sup>2</sup> zur Verfügung (Mittelbauwerk bereits abgezogen). Das zur Verfügung stehende Beckenvolumen ergibt sich zu rd. 2.470 m<sup>3</sup>. Bei einem maximalen Zufluss von 1.000 m<sup>3</sup>/h beträgt die zugehörige Oberflächenbeschickung in etwa 1,5 m/h; die sich im Absetzbecken einstellende hydraulische Aufenthaltszeit liegt bei rd. 2,4 h.

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

Der überschüssige PAK-Schlamm wird abgezogen und einer separaten Schlammentwässerung zugeführt. Durch diese getrennte Behandlung von PAK-Schlamm und sonstigem, auf der Kläranlage anfallendem Klärschlamm ist zukünftig eine getrennte Verwertung der Schlämme möglich. Hierdurch lässt sich die derzeitige landwirtschaftliche Verwertung des auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück anfallenden, anaerob stabilisierten Klärschlammes weiterhin betreiben. Für den PAK-Schlamm kann hingegen eine thermische Verwertung bzw. Reaktivierung der Aktivkohle berücksichtigt werden.

Die nachgeschaltete Filtrationsstufe dient der Entnahme von mit Mikroschadstoffen beladenen, sich nicht absetzenden Feinstanteilen der Pulveraktivkohle. Als effizientes Filtrationsverfahren wird hier der Einsatz einer Tuchfiltration vorgesehen. Da Variante 1 eine klassische Teilstrombehandlung beschreibt, erfolgt die Auslegung der Filtrationsstufe hier auch nur auf einen Volumenstrom von rd. 1.000 m<sup>3</sup>/h.

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

**Tabelle 7: Variante 1 – Kurzdarstellung, abwassertechnische Vorbemessung**

Bemessungsparameter	Einheit	Wert
Bemessungswassermenge (maximaler Teilstrom)	[m <sup>3</sup> /h]	1.000
jährliche Teilstromwassermenge	[m <sup>3</sup> /a]	5.748.000
mittlere Teilstromwassermenge	[m <sup>3</sup> /h]	656
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 <sup>2</sup> h]	0,2
<b>Vorbemessung Anlagenteile, Variante 1</b>		
erf. Volumen Kontaktbecken	[m <sup>3</sup> ]	rd. 500
erf. Volumen Absetzbecken	[m <sup>3</sup> ]	rd. 2.000
erf. Oberfläche Absetzbecken	[m <sup>2</sup> ]	rd. 500
gew. Volumen PAK-Silo	[m <sup>3</sup> ]	rd. 80
gew. Filteroberfläche	[m <sup>2</sup> ]	120

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

Für die mögliche Umsetzung einer solchen PAK-Adsorptionsstufe im Teilstrom ist von besonderer Bedeutung, dass sich diese Variante aufgrund des sehr geringen Angebotes an freiem Bauplatz auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück nur an Stelle einer der beiden „alten Nachklärbecken“ realisieren lässt. Dies bedingt eine zusätzliche Umgestaltung bzw. den Neubau des zweiten „alten Nachklärbeckens“. Die bestehende Nachklärung muss in dieser Variante bei gleichbleibenden Anforderungen von vier auf drei Nachklärbecken reduziert werden. Hierfür notwendige Investitionen wurden in der Variantenbetrachtung entsprechend berücksichtigt.

### **5.1.2 Variante 2: PAK-Adsorption im Hauptstrom (dynamische Kreislaufführung)**

In Variante 2 wird ebenfalls Pulveraktivkohle für die Elimination von Mikroschadstoffen eingesetzt. Die PAK-Adsorptionsstufe wird in dieser Variante allerdings nach dem Prinzip einer dynamischen Kreislaufführung in den bestehenden Prozess der biologischen Reinigung (zukünftig betrieben als Kaskadenbiologie) integriert.

Ein Teilstrom des biologisch gereinigten Abwassers wird hierfür hinter der Abflussmengenmessung der Anlage abgezogen, in einen Kontaktreaktor gefördert und dort mit der Pulveraktivkohle vermischt. Im Anschluss an diese Adsorptionsstufe wird das PAK-Wassergemisch zurückgefördert und über den bestehenden Verteiler auf die vier vorhandenen Nachklärbecken der biologischen Reinigungsstufe geführt. Hier erfolgt die Abtrennung der zugegebenen Pulveraktivkohle über eine gemeinsame Sedimentation mit dem Belebtschlamm.

Das Verfahrenskonzept in Variante 2 sieht vor, die vier Nachklärbecken kontinuierlich mit dem maximalen Mischwasservolumenstrom von rd. 2.250 m<sup>3</sup>/h zu beschicken. Der für die weitergehende Behandlungsstufe zur Verfügung stehende Teilstrom (PAK-Adsorption im neuen Kontaktreaktor) ergibt sich somit aus der Differenz zwischen dem max. Mischwasservolumenstrom von rd. 2.250 m<sup>3</sup>/h und der tatsächlichen Zulaufwassermenge zur biologischen Reinigungsstufe. Dieser Teilstrom muss je nach Zulaufbedingungen dyna-

misch angepasst werden (dynamische Kreislaufführung). Eine möglichst effiziente Vergleichmäßigung des Zulaufvolumenstroms zur Biologie ist daher in dieser Variante besonders vorteilhaft. Im Mittel ist die so mit Pulveraktivkohle behandelte Teilstromwassermenge geringfügig größer als 1.000 m³/h.

Variante 2 basiert in wesentlichen Bereichen auf einer in Forschungsprojekten im großtechnischen Pilotbetrieb auf der Kläranlage Schwerte erprobten Reinigungsstrategie. Eine schematische Darstellung des verfahrenstechnischen Konzepts von Variante 2 gibt nachstehende Abbildung 11.

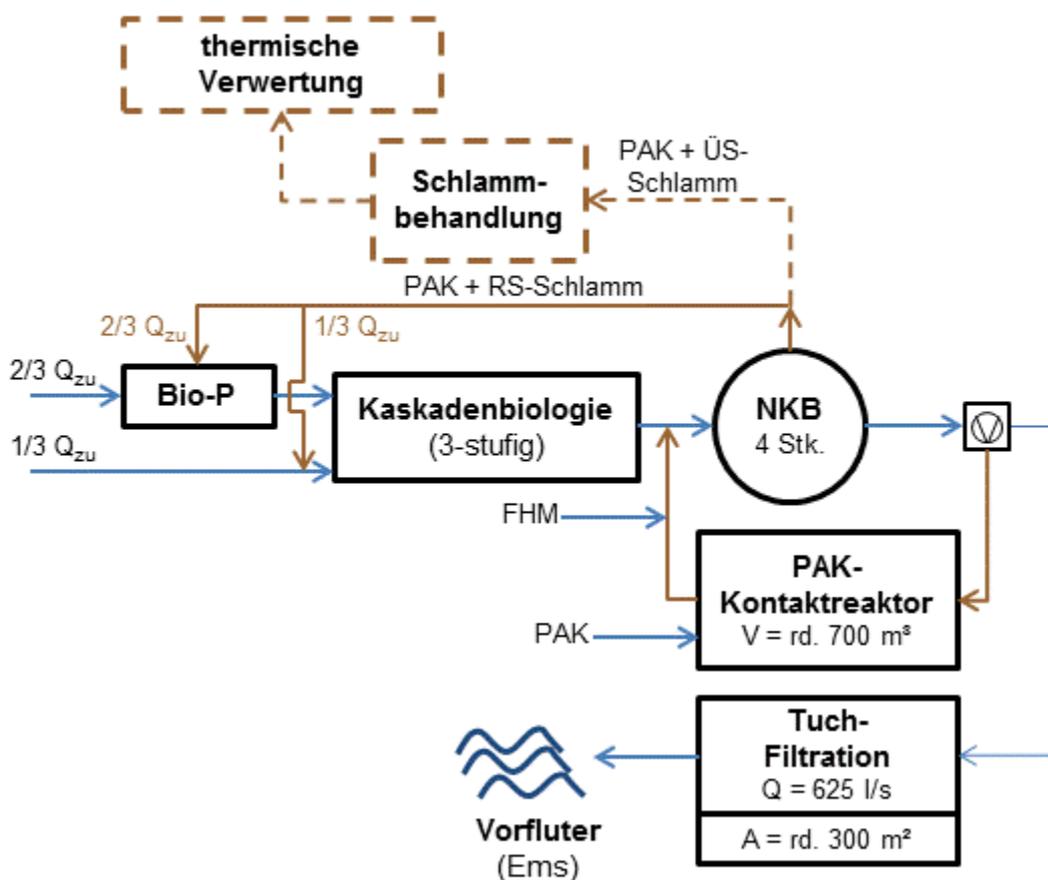


Abbildung 11: Schematische Darstellung von Variante 2 (PAK-Adsorption im Hauptstrom (dynamische Kreislaufführung))

Eine überschlägige abwassertechnische Bemessung befindet sich für diese Variante ebenfalls im Anhang der Machbarkeitsstudie.

Der zu behandelnde Wasserstrom wird hinter der jetzigen Abflussmengenmessung der Kläranlage abgezogen und in einen Kontaktreaktor mit einem erforderlichen Reaktorvolumen von rd. 500 m³ gefördert. Die Zugabe der Pulveraktivkohle erfolgt ebenfalls kontinuierlich in den Zulauf dieses Kontaktbe-

ckens. Für eine ausreichende Durchmischung des Beckens sind Rührwerke vorgesehen.

Eine bauliche Anpassung der Nachklärbecken bzw. der Neubau eines Absetzbeckens ist in Variante 2 nicht erforderlich. Auch das bestehende Verteilungssystem kann zur Beschickung der vier Absetzbecken weiter verwendet werden.

Auch in Variante 2 wird eine nachgeschaltete Filtrationseinheit vorgesehen. Aufgrund der direkten Anreicherung der Pulveraktivkohle innerhalb der biologischen Behandlungsstufe bzw. der Nachklärbecken ist die nachgeschaltete Filtration allerdings hydraulisch auf den max. Mischwasservolumenstrom ausulegen und im Vollstrom anzuordnen. Im max. Mischwasserfall wird zwar keine weitere Teilstromwassermenge in den Kontaktreaktor gefördert, mit Mikroschadstoffen beladene PAK-Feinstsuspensa fließt allerdings trotzdem aus den Nachklärbecken ab und muss in der Filtration zurückgehalten werden.

Eine Rückführung des in den Nachklärbecken abgesetzten PAK-Belebtschlammgemischs erfolgt in die jeweilige Stufe der biologischen Reinigung. Die Pulveraktivkohle reichert sich somit bis zu einer bestimmten Konzentration über die Rücklaufschlammführung innerhalb der Belebungsbecken an. Hierdurch ergibt sich in Variante 2 die Möglichkeit eine (Vor-)Beladung der Pulveraktivkohle in der Belebungsstufe zusätzlich zu nutzen.

Die für Variante 2 wesentlichen und neu zu errichtenden Anlagebestandteile Abschlagsbauwerk, PAK-Kontaktreaktor, Pumpwerk zur Förderung des mit Pulveraktivkohle versetzten Teilstroms in Richtung des „alten“ Verteilerschachts und Filtration können auf der bestehenden Freifläche zwischen Retentionsbodenfilter und biologischer Stufe Industrieabwasserbehandlung angeordnet werden.

PAK-Lagersilo, PAK-Dosierstation und die zusätzlich erforderliche Fäll- u. Flockungsmitteldosierstation können für diese Variante auf Freiflächen in Nähe des vorhandenen Speicherbeckens angeordnet werden.

Durch die Zugabe von Pulveraktivkohle und Flockungshilfsmitteln sind im Betrieb ein verbesserter Schlammindex und folglich ein verbessertes Absetzverhalten des Belebtschlammes in den Nachklärbecken zu erwarten. Somit lässt sich die erhöhte hydraulische Beanspruchung durch eine kontinuierliche Beschickung mit dem max. Mischwasservolumenstrom zumindest teilweise

kompensieren. Durch die Zugabe von Pulveraktivkohle ist eine Erhöhung der insgesamt anfallenden Schlammmenge um rd. 10-15 % zu erwarten.

Nachstehend sind die wichtigsten Bemessungsdaten und wesentliche Ergebnisse der abwassertechnischen Vorbemessung für Variante 2 aufgeführt.

**Tabelle 8: Variante 2 – Kurzdarstellung, abwassertechnische Vorbemessung**

<b>Bemessungsparameter</b>	<b>Einheit</b>	<b>Wert</b>
Bemessungswassermenge (maximaler Teilstrom)	[m <sup>3</sup> /h]	1.000
jährliche Teilstromwassermenge	[m <sup>3</sup> /a]	5.748.000
mittlere Teilstromwassermenge	[m <sup>3</sup> /h]	656
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 <sup>2</sup> h]	0,2
<b>Vorbemessung Anlagenteile, Variante 1</b>		
erf. Volumen Kontaktbecken	[m <sup>3</sup> ]	rd. 500
gew. Volumen PAK-Silo	[m <sup>3</sup> ]	rd. 80
gew. Filteroberfläche	[m <sup>2</sup> ]	300

Verfahrenstechnisch sind bei einer durch dynamische Kreislaufführung in den Hauptstrom integrierte PAK-Adsorptionsstufe zwei Besonderheiten zu beachten, die wesentliche Auswirkungen auf die Effizienz und die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens haben.

Durch den Verzicht auf ein separates, nachgeschaltetes Absetzbecken für die PAK-Adsorptionsstufe und die damit einhergehende Vermischung der Pulveraktivkohle mit dem Belebtschlamm ist eine reine PAK-Rückführung in den Kontaktreaktor nicht möglich (sonst bis zu 70 %, vgl. Variante 1). Eine Anreicherung von Pulveraktivkohle im Belebungsbecken über die Belebtschlammrückführung weist allerdings keine vergleichbare Wirksamkeit auf, da hier eine erheblicher Anteil der freien Beladungsplätze auf der Aktivkohle durch den großen Anteil organischer Verschmutzung verbraucht wird. In Variante 2 kann eine PAK-Konzentrierung im Kontaktreaktor daher allein über die PAK-Zugabemenge realisiert werden, da keine Entkopplung von Kontaktzeit und hydraulischer Aufenthaltszeit besteht.

Vor diesem Hintergrund wird für den in der Machbarkeitsstudie durchgeführten Variantenvergleich hier in einem ersten Ansatz mit rd. 17,5 mg PAK/l eine sehr hohe PAK-Dosiermenge als erforderlich angesetzt.

Als zweiter wesentlicher Aspekt ist darüber hinaus zu beachten, dass eine separate Schlammbehandlung und -verwertung für den mit Schadstoffen angereicherten PAK-Schlamm in Variante 2 nicht möglich ist. Dies bedeutet für die Kläranlage Rheda-Wiedenbrück einen schwerwiegenden Eingriff in den gesamten Bereich der derzeitigen Schlammbehandlung und -verwertung. Eine landwirtschaftliche Verwertung von mit Aktivkohle und Mikroschadstoffen angereichertem Klärschlamm ist klar abzulehnen. Eine Umstellung der Schlammverwertung von landwirtschaftlicher Verwertung hin zur thermischen Verwertung des mit Pulveraktivkohle angereicherten Schlamms ist für diese Variante somit direkte Konsequenz.

Beide Aspekte sind große Kostentreiber hinsichtlich der Betriebskosten, die in der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung entscheidenden Einfluss haben.

### **5.1.3 Variante 3: GAK-Adsorption im Teilstrom**

Zur weitergehenden Abwasserbehandlung wird in Variante 3 granuliert Aktivkohle eingesetzt. Analog zu den Varianten 1 und 2 erfolgt hier somit die Elimination von Arzneimittelrückständen, endokrinen Substanzen und persistenten Spurenstoffen über einen Adsorptionsschritt. In Variante 3 wird allerdings ein Teilstrom des biologisch gereinigten Abwassers 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. 1.000 m<sup>3</sup>/h ausgelegt.

Mit steigender Filterstandzeit, d.h. mit wachsender Menge behandeltem Abwasser kommt es zu einer zunehmenden Beladung der granulierten Aktivkohle. Über die Höhe des Filterbetts bilden sich, solange die Filtration nicht rückgespült wird, in Fließrichtung stoffspezifische Konzentrationsverläufe heraus. Bei vollständiger Beladung ist das gesamte Aktivkohle-Filterbett auszutau-

schen. Verbrauchte Kohle kann regeneriert und anschließend neu eingesetzt werden.

Die wesentlichen Verfahrenstechnischen Komponenten für die GAK-Adsorptionsstufe sind in Abbildung 12 schematisch dargestellt.

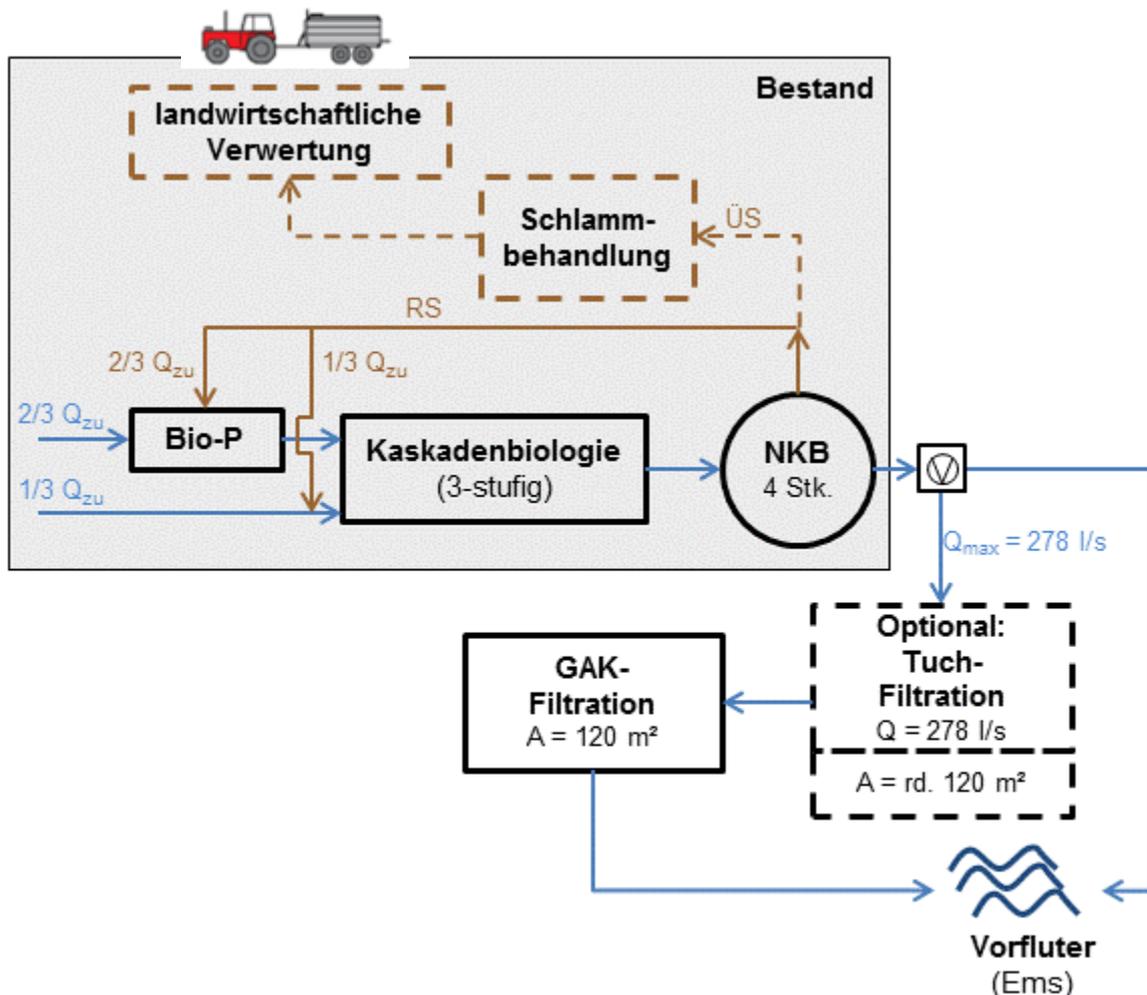


Abbildung 12: Schematische Darstellung von Variante 3 (GAK-Adsorption/ Filtration im Teilstrom)

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 – Kurzdarstellung abwassertechnische Vorbemessung**

<b>Bemessungsparameter</b>	<b>Einheit</b>	<b>Wert</b>
Bemessungswassermenge (maximaler Teilstrom)	[m <sup>3</sup> /h]	1.000
jährliche Teilstromwassermenge	[m <sup>3</sup> /a]	5.748.000
mittlere Teilstromwassermenge	[m <sup>3</sup> /h]	656
mittlere Filtergeschwindigkeit GAK-Filter	[m/h]	5,5
mittlere Kontaktzeit	[min]	32
erforderliche Filteroberfläche	[m <sup>2</sup> ]	114
zul. Filtergeschwindigkeit (Tuchfilter)	[m/h]	10
Zul. Feststoffoberflächenbelastung (Tuchfilter)	[kg/m <sup>2</sup> h]	0,2
<b>Vorbemessung Anlagenteile, Variante 1</b>		
gew. Adsorbervolumen	[m <sup>3</sup> ]	rd. 350
gew. GAK-Filterfläche	[m <sup>2</sup> ]	rd. 120
gew. Filteroberfläche (Tuchfilter)	[m <sup>2</sup> ]	rd. 120

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

Bei der überschlägigen Bemessung der GAK-Filtration erfolgt die Ermittlung der erforderlichen Filteroberfläche (rd. 114 m<sup>2</sup>) über den Ansatz einer Filtergeschwindigkeit von rd. 5,5 m/h für den mittleren Betriebsfall. Zur Bestim-

mung des notwendigen Adsorbervolumen und somit zur Abschätzung der Filterbetthöhe wird für die GAK-Adsorption eine mittlere Kontaktzeit von rd. 32 min angesetzt. Bei den angesetzten Jahreswassermengen ergibt sich so ein GAK-Filterbettvolumen von rd. 350 m<sup>3</sup>.

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 15.000 angesetzt. Es wird folglich davon ausgegangen, dass sich etwa das 15.000 fache Volumen des gesamten Filterbettes als Wassermenge behandeln lässt, bevor eine vollständige Beladung der eingesetzten Aktivkohle eintritt und diese ausgetauscht werden muss.

Die bisherige auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück praktizierte Schlammbehandlung und -verwertung wird durch den Betrieb einer GAK-Filtration zur Adsorption von Mikroverunreinigungen nicht nennenswert beeinflusst.

#### **5.1.4 Variante 4: Ozonierung im Teilstrom**

In Variante 4 wird zur Elimination von Mikroschadstoffen ein Teilstrom des biologisch gereinigten Abwassers mittels Ozonierung 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 4 davon ausgegangen, dass die für die Ozonerzeugung erforderliche Sauerstoffmenge in Form von Flüssigsauerstoff auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück vorgehalten wird.

Für die hier beschriebene Ozonierungsvariante wird im Rahmen der Machbarkeitsstudie davon ausgegangen, dass der Ozoneintrag direkt über Diffusoren in einen Kontaktreaktor erfolgt. Dieser wird als Schlaufenreaktor ausgelegt. Für die hydraulische Auslegung des Schlaufenreaktors wird hierbei analog zu den Varianten 1 und 3 ein zu behandelnder Teilstrom von 1.000 m<sup>3</sup>/h angesetzt.

Für den effizienten Betrieb einer Ozonierung 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 wurden zum Umgang mit dieser Problematik zwei unterschiedliche Lösungskonzepte verfolgt.

Eine schematische Darstellung der wesentlichen Komponenten dieser Variante gibt nachstehende Abbildung 13.

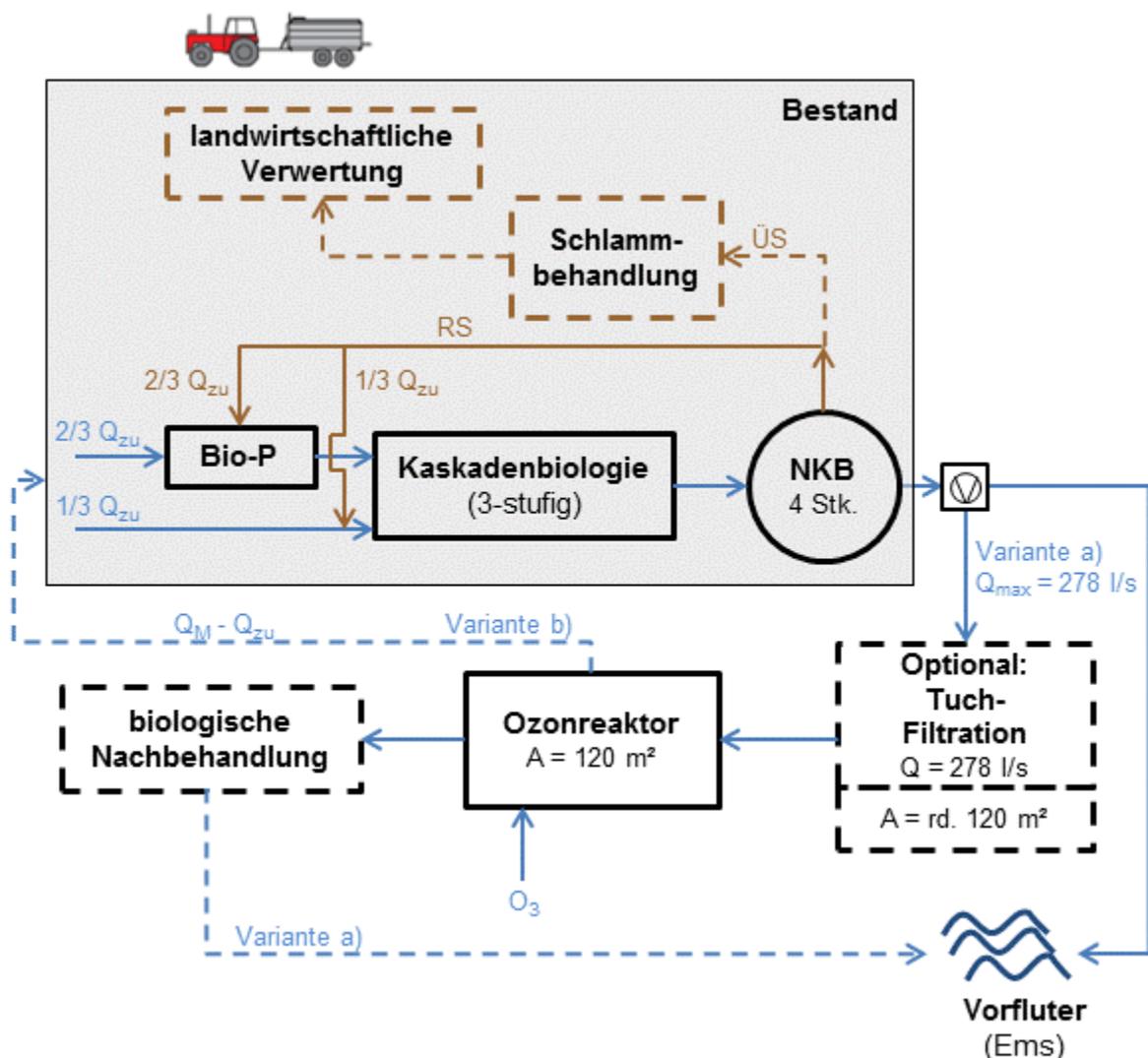


Abbildung 13: Schematische Darstellung von Variante 4 (Ozonierung im Teilstrom)

In Variante 4a) wird dem Ozonreaktor, vergleichbar zu dem auf der KA Duisburg-Vierlinden umgesetzten Reinigungskonzept, ein kleiner Schwebebettreaktor nachgeschaltet. Die biologische Nachbehandlung erfolgt in dieser Variante über einen Biofilm, der sich mit der Zeit auf den Aufwuchskörpern des Schwebebetts bildet.

In Variante 4b) wird der ozonierte Teilstrom zur biologischen Nachbehandlung dem Zulauf der biologischen Hauptstufe zugegeben. Dieser Konzeptansatz führt wieder zu einer dynamischen Rezirkulation, wie in Variante 2 beschrieben. In diesem System ist besonders zu beachten, dass die Ozonierung immer für einen, um etwa die Hälfte verdünnten Teilstrom erfolgt. Dies wird hier als nachteilig bewertet, weshalb in den weiteren Ausführungen der Konzeptstudie auf Variante 4a) fokussiert wird.

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

Die Auslegung der vorgeschalteten Tuchfiltration erfolgt analog zu den Varianten 1 und 3 über die zulässige Filtergeschwindigkeit bzw. die zulässige Feststoffoberflächenbeschickung.

Die Auslegung der Ozonerzeugung erfolgt überschlägig mit einer angesetzten Dosierrate von rd. 9 mg O<sub>3</sub>/l. Bei einer DOC-Konzentration von 15 mg/l im Ablauf der Nachklärung lässt sich hiermit eine spezifische Ozondosierrate von rd. 0,6 mg O<sub>3</sub>/mg DOC in den zu behandelnden Wasserstrom eintragen.

Bei einer Bemessungswassermenge von 1.000 m<sup>3</sup>/h ergibt sich somit eine erforderliche, maximale Dosiermenge von rd. 10 kg O<sub>3</sub>/h. Im Jahresmittel wird mit einer Dosiermenge von rd. 6 kg O<sub>3</sub>/h bzw. etwa 51.700 kg O<sub>3</sub>/a gerechnet.

Da für die Herstellung von 1 kg Ozon in etwa die 10-fache Menge an Sauerstoff erforderlich ist, wird in Variante 4 zur Auslegung der Ozonierungsanlage ein Spitzenverbrauch von rd. 100 kg/h Sauerstoff berücksichtigt.

Es wird vorgesehen, den Ozon-Kontaktreaktor zweistraßig auszuführen. Das erforderliche Gesamtvolumen wird auf rd. 500 m<sup>3</sup> festgelegt. Für die Bemessungswassermenge kann mit diesem Reaktorvolumen sowohl eine ausreichend große Kontaktzeit (> 20 min) als auch eine entsprechende Ausgasungszeit (> 10 min) eingehalten werden.

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 befindenden 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 Ozonierung eine kontinuierliche DOC-Messung und eine Mengemessung vorgesehen.

Trotz Auslegung der Ozonierung bzw. des Kontaktreaktors auf ein Teilstromvolumen von rd. 1.000 m<sup>3</sup>/h kann durchaus eine höhere Beschickung des Kontaktreaktors zugelassen werden. Hierbei reduzieren sich die Reaktionszeit und ggf. die eingetragene Ozonkonzentration; eine merkliche Wirksamkeit wird die Anlage allerdings trotzdem noch erzielt. Lässt man dieses „Überfahren“ aus Gründen der betrieblichen Flexibilität zu, wird die vorgeschaltete Filtration ggf. zum hydraulischen Engpass. Hier ist eine entsprechende Umfahrung möglich.

Die bisherige auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück praktizierte Schlammbehandlung und -verwertung wird durch den Betrieb einer Ozonierung zur Elimination von Mikroverunreinigungen nicht nennenswert beeinflusst.

## 5.2 Wirtschaftliche Bewertung der Varianten

### 5.2.1 Erforderliche Investitionen

Für die vier untersuchten Varianten wurden die erforderlichen Investitionen anhand von Kostenvergleichswerten (z.B. €/m<sup>3</sup> 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. Aufgrund gleicher Abschreibungszeiträume werden die Investitionsanteile der Technischen Ausrüstung hier nachfolgend zusammengefasst dargestellt.

In der Kostenannahme wurden Baunebenkosten (Honorare, Gutachten, etc.) pauschaliert mit 15 % berücksichtigt; für Unvorhergesehenes ist ein pauschalierter Zuschlag von 20 % angesetzt. Der aktuelle Umsatz-/ Mehrwertsteuersatz von 19 % wurde zur Ermittlung der Brutto-Kosten angesetzt.

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

**Tabelle 10: wirtschaftlicher Variantenvergleich – vorabgeschätzte, erforderlichen Investitionen (brutto)**

Investitionen (brutto)	Variante 1 PAK- Teilstrom	Variante 2 PAK- Hauptstrom	Variante 3 GAK- Filtration	Variante 4 Ozonierung
Bautechnik [€]	5.950.000	3.950.000	2.990.000	3.110.000
Techn. Ausrüstung [€]	2.050.000	2.350.000	2.500.000	1.630.000
<b>Gesamtkosten [€]</b>	<b>8.000.000</b>	<b>6.300.000</b>	<b>5.490.000</b>	<b>4.740.000</b>

Eine detaillierte Aufschlüsselung der vorabgeschätzten, erforderlichen 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 wiederkeh-

rende 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:	3,0 % der Investitionen

Kostenansatz Verbrauchsstoffe:

spez. Kosten f. Fällmittel (netto):	130 €/t <sub>FM</sub>
spez. Kosten f. Flockungshilfsmittel (netto):	1.300 €/t <sub>FHM</sub>
spez. Kosten f. Pulveraktivkohle (netto):	1.100 €/t <sub>PAK</sub>
spez. Kosten f. granuliert Aktivkohle (netto):	1.200 €/t <sub>GAk</sub>
spez. Kosten f. Sauerstoffbereitstellung (netto):	140 €/tO <sub>2</sub>

Kostenansatz elektr. Energie:

spez. Kosten f. elektr. Energie (netto):	0,14 €/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 wird von einem gesteigerten Personalaufwand/ -bedarf ausgegangen.

Der aktuelle Umsatz-/ Mehrwertsteuersatz von 19 % wurde zur Ermittlung von Brutto-Betriebskosten berücksichtigt.

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- Teilstrom	Variante 2 PAK- Hauptstrom	Variante 3 GAK- Filtration	Variante 4 Ozonierung
Wartung/ Instandhaltung [€/a]	121.000	110.000	104.900	80.000
Verbrauchsstoffe [€/a]	125.800	161.800	165.000	87.000
Energiebedarf [€/a]	30.700	32.300	27.600	150.200
Schlammensorgung [€/a]	77.900	420.900	10.900	
Personalkosten [€/a]	32.400	32.400	43.200	43.200
<b>Gesamtbetriebskosten [€/a]</b>	<b>387.800</b>	<b>757.400</b>	<b>351.600</b>	<b>360.400</b>

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) durchgeführt.

Für die Kostenvergleichsrechnung wird ein Betrachtungszeitraum, d.h. eine Nutzungsdauer der neuen Reinigungsstufe von 30 Jahren angesetzt. Als langfristiger Realzins wird ein Zinssatz von 2,8 % gewählt. Für die Technische Ausrüstung (sowohl für die Maschinenteknik, als auch für die E-/MSR-Technik) wird ein Abschreibungszeitraum (Zeitraum für Reinvestitionen) von 10 Jahren festgelegt. Für die Bautechnik wird dieser Zeitraum auf 30 Jahre festgesetzt. Tabelle 12 fasst die Ergebnisse der Kostenvergleichsrechnung für die unterschiedlichen Varianten zusammen.

Tabelle 12: wirtschaftlicher Variantenvergleich – Jahreskosten (brutto) aus Kostenvergleichsrechnung

Jahreskosten (brutto)	Variante 1 PAK- Teilstrom	Variante 2 PAK- Hauptstrom	Variante 3 GAK- Filtration	Variante 4 Ozonierung
aus Kapitalkosten [€/a]	533.700	469.100	438.700	343.700
aus Betriebskosten [€/a]	387.800	757.400	351.600	360.400
<b>Jahreskosten [€/a]</b>	<b>921.500</b>	<b>1.226.500</b>	<b>790.300</b>	<b>704.100</b>
<b>spez. Kosten [€/m<sup>3</sup>]*</b> (bez. auf beh. Abwassermenge)	<b>0,144</b>	<b>0,192</b>	<b>0,123</b>	<b>0,110</b>
<b>spez. Kosten [€/m<sup>3</sup>]*</b> (bez. auf Trinkwassermenge)	<b>0,419</b>	<b>0,558</b>	<b>0,359</b>	<b>0,320</b>

\* ohne Berücksichtigung von Investitionsförderungen

Eine detaillierte Darstellung der Kostenvergleichsrechnung befindet sich ebenfalls im Anhang dieser Machbarkeitsstudie.

Als Ergebnis ist festzuhalten, dass Variante 4 „Einsatz von Ozon zur Elimination von Mikroschadstoffen“ in der durchgeführten Kostenvergleichsrechnung eindeutig als die am wirtschaftlich vorteilhaftesten Variante für die Kläranlage Rheda-Wiedenbrück abschneidet.

#### 5.2.4 Sensitivitätsanalyse

Die im Zuge des Variantenvergleichs durchgeführte Wirtschaftlichkeitsbetrachtung zeigt, dass in allen Verfahrensvarianten die laufenden Kosten mit einem Anteil von 43-64 % der abgeschätzten Jahreskosten 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 Jahreskosten in nachstehender Tabelle 13 bzw. Tabelle 14 dargestellt.

Tabelle 13: Sensitivitätsanalyse – Einfluss veränderter Energiekosten auf die Brutto-Jahreskosten der untersuchten Varianten

Energiekostensteigerung	Brutto-Jahreskosten [EUR] / Kostensteigerung [%]			
	Variante 1 PAK- Teilstrom	Variante 2 PAK- Hauptstrom	Variante 3 GAK- Filtration	Variante 4 Ozonierung
0,14 -> 0,14 €/kWh (netto)	921.500	1.226.500	790.300	704.100
0,14 -> 0,16 €/kWh (netto)	925.900 (+ 0,4 %)	1.231.100 (+ 0,4 %)	794.200 (+ 0,5 %)	725.500 (+ 3,0 %)
0,14 -> 0,18 €/kWh (netto)	930.300 (+ 1,0 %)	1.235.700 (+ 0,8 %)	798.200 (+ 1,0 %)	747.000 (+ 6,1 %)
0,14 -> 0,20 €/kWh (netto)	934.700 (+ 1,4 %)	1.240.400 (+ 1,1 %)	802.100 (+ 1,5 %)	768.400 (+ 9,1 %)
0,14 -> 0,22 €/kWh (netto)	939.100 (+ 1,9 %)	1.245.000 (+ 1,5 %)	806.100 (+ 2,0 %)	789.900 (+ 12,2 %)
0,14 -> 0,24 €/kWh (netto)	943.500 (+ 2,4 %)	1.249.600 (+ 1,9 %)	810.000 (+ 2,5 %)	811.300 (+ 15,2 %)

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

Kostensteigerung Aktivkohle (GAK u. PAK)	Brutto-Jahreskosten [EUR] / Kostensteigerung [%]			
	Variante 1 PAK- Teilstrom	Variante 2 PAK- Hauptstrom	Variante 3 GAK- Filtration	Variante 4 Ozonierung
1.200 -> 1.200 €/t <sub>GAK</sub> (netto)	921.500	1.226.500	790.300	704.100
1.200 -> 1.300 €/t <sub>GAK</sub> (netto)	---	---	803.300 (+ 1,6 %)	---
1.200 -> 1.400 €/t <sub>GAK</sub> (netto)	---	---	817.300 (+ 3,4 %)	---
1.200 -> 1.500 €/t <sub>GAK</sub> (netto)	---	---	831.300 (+ 5,2 %)	---
1.100 -> 1.100 €/t <sub>PAK</sub> (netto)	921.500	1.226.500	790.300	704.100
1.100 -> 1.250 €/t <sub>PAK</sub> (netto)	934.500 (+ 1,4 %)	1.244.500 (+ 1,5 %)	---	---
1.100 -> 1.500 €/t <sub>PAK</sub> (netto)	955.500 (+ 3,7 %)	1.274.500 (+ 3,9 %)	---	---

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

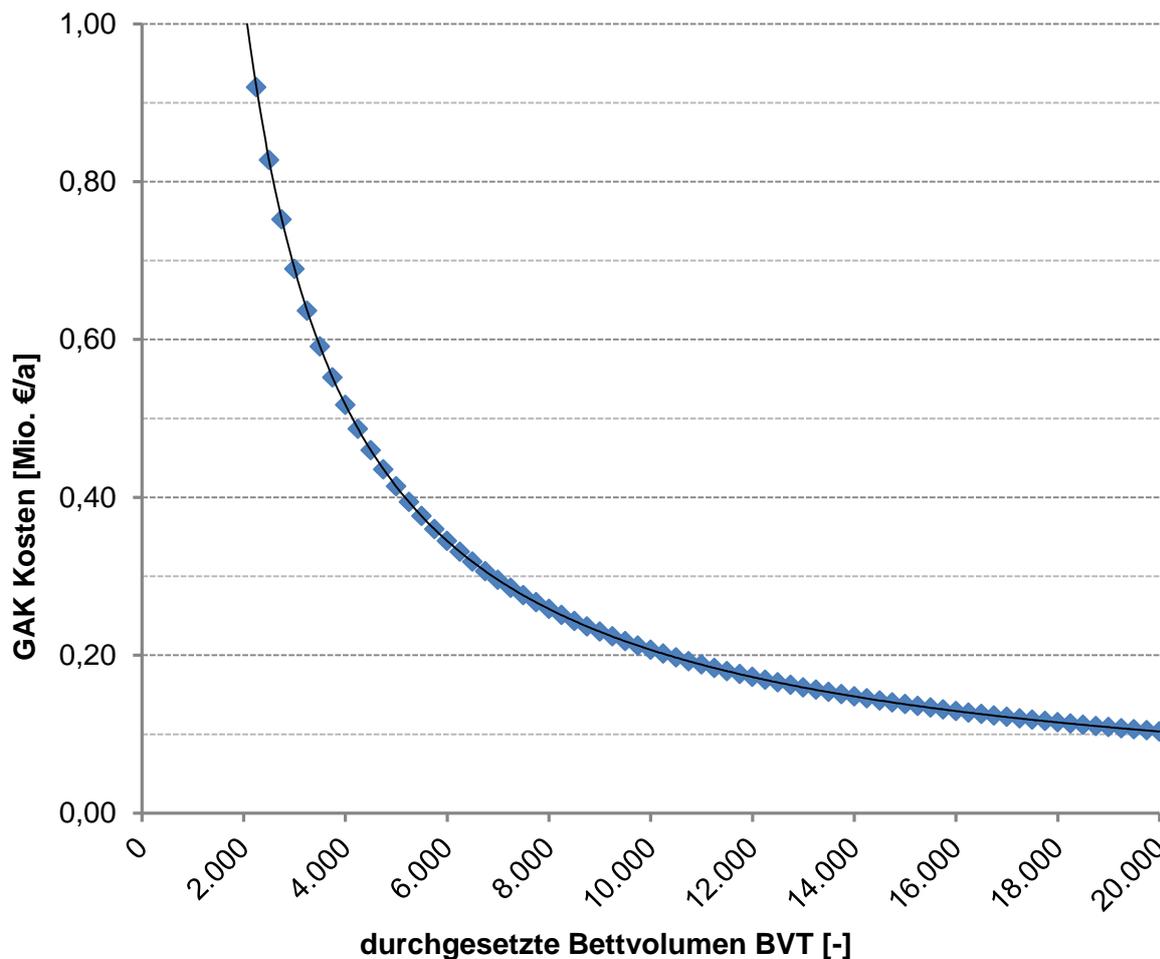


Abbildung 14: Sensitivitätsanalyse – Abhängigkeit der jährlichen GAK-Verbrauchskosten von dem durchgesetzten Bettvolumen BVT (als Quotient aus behandeltem Wasservolumen und zur Verfügung stehendem Adsorbervolumen)

In einem ersten Ansatz wird in dieser Studie von einem durchgesetzten Bettvolumen BVT von 15.000 ausgegangen. Dies bedeutet, dass die mit der granulierten Aktivkohle behandelte Wassermenge dem 15.000 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 Aktivkohle-typen durchgeführt werden. Die tatsächliche erzielbare Filterstandzeit wird sich allerdings erst im Betrieb herauskristallisieren.

### 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 15).

**Tabelle 15: Nutzwertanalyse der unterschiedlichen Verfahrensvarianten**

Kriterium	Gewichtung	Variante 1 PAK-Teilstrom		Variante 2 PAK-Hauptstrom		Variante 3 GAK-Filtration		Variante 4 Ozonierung	
		Punkte	Nutzwert	Punkte	Nutzwert	Punkte	Nutzwert	Punkte	Nutzwert
Jahreskosten	40,0%	0,76	0,30	0,57	0,23	0,89	0,36	1,00	0,40
Betriebskostenanteil	10,0%	0,91	0,09	0,46	0,05	1,00	0,10	0,98	0,10
Reinigungsleistung: Breitbandwirkung	10,0%	0,75	0,08	0,75	0,08	0,75	0,08	0,80	0,08
Reinigungsleistung: Adsorbierbare Stoffe	7,5%	0,85	0,06	0,85	0,06	0,80	0,06	0,00	0,00
Reinigungsleistung: Desinfektion	7,5%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,06
Betriebssicherheit/ Prozessstabilität	10,0%	0,75	0,08	0,70	0,07	0,75	0,08	0,80	0,08
Wartungs-/ Betriebsaufwand	7,5%	0,60	0,05	0,50	0,04	0,65	0,05	0,60	0,05
Platzbedarf/ Erweiterbarkeit	7,5%	0,50	0,04	0,60	0,05	0,40	0,03	0,40	0,03
<b>Summe</b>	<b>100,0%</b>	<b>0,69</b>		<b>0,57</b>		<b>0,74</b>		<b>0,79</b>	
<b>Bewertung</b>		3		4		2		1	
		[€/m <sup>3</sup> ]		[€/m <sup>3</sup> ]		[€/m <sup>3</sup> ]		[€/m <sup>3</sup> ]	
spez. Kosten (bez. auf beh. Abwassermenge)*		0,144		0,192		0,123		0,11	
spez. Kosten (bez. auf Trinkwassermenge)*		0,419		0,558		0,359		0,32	
		* ohne Berücksichtigung von Investitionsförderungen							

Bei der Ergebnisbewertung der durchgeführten Nutzwertanalyse zeigen sich Varianten 1, 3 und 4 in einem sehr engen Spektrum und somit nahezu vergleichbar. Leichte Vorzüge ergeben sich allerdings für die in Variante 4 untersuchte Ozonierung 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 Rheda-Wiedenbrück vorhandene Belastungssituation auf Basis von Laboruntersuchungen detailliert analysiert. Neben nennenswerten Belastungen im Bereich der synthetischen Süßstoffe wurden für die Arzneimittel Diclofenac und die untersuchten Betablocker ebenfalls erhöhte Werte nachgewiesen. Im Bereich der Röntgenkontrastmittel ist darüber hinaus die vergleichsweise hohe Belastung an Iopamidol erwähnenswert. Die Messergebnisse zeigen ebenfalls ein hohes Vorkommen an Benzotriazolen, wohingegen die im Kläranlagenablauf Rheda nachgewiesene Bisphenol-A Belastung vernachlässigbar gering ist. Auffällig sind ebenfalls geringe Konzentrationen an nachgewiesenen Antibiotika. Dies spricht für einen sehr geringen Einfluss des Schlachtereibetriebs auf die nachgewiesenen Arzneimittel- bzw. Antibiotikabelastungen im Kläranlagenablauf und deren Eintrag in das aquatische System.

Vier verfahrenstechnische Varianten sind als Lösungsansätze zur Elimination von Mikroverunreinigungen unter Berücksichtigung standortspezifischer Randbedingungen für die Kläranlage Rheda-Wiedenbrück in der Machbarkeitsstudie ausgearbeitet und dargestellt. Hierbei wird eine Pulveraktivkohleadsorption sowohl als separate Teilstrombehandlung als auch als über eine dynamische Rezirkulation in die Hauptstrombehandlung integrierte Verfahrensweise analysiert. Eine Granulierte-Aktivkohlefiltration und eine Ozonierung sind ebenfalls für die separate Teilstrombehandlung konzipiert und bewertet. Hydraulisch sind die unterschiedlichen Varianten jeweils so ausgelegt, dass etwa 90 % 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 Rheda-Wiedenbrück insgesamt die in Variante 4 untersuchte Ozonierung als die vorteilhafteste Variante zur Elimination von Mikroverunreinigungen.

Als Basis für die mögliche Realisierung einer vierten Reinigungsstufe auf der Kläranlage Rheda-Wiedenbrück sollte daher die Verfahrensvariante Ozonierung in einer detaillierteren Planung weiter ausgearbeitet werden.

Aufgestellt: Hannover, 21.11.2013

**aqua consult**  
**Ingenieur GmbH**

Prof. Dr.-Ing. P. Hartwig

i.A.  
Dr.-Ing. F. Schmidlein

## Literatur

Abegglen, C. (2010): Kosten der Elimination organischer Spurenstoffe – Umwelt Magazin, Ausgabe 9/2010

BAFU (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser: Verfahren zur weitgehenden Elimination auf Kläranlagen, Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt BAFU Bern, 2012

DVGW (1987): Beurteilung von Aktivkohle für Wasseraufbereitung. a. d. R.: DVGW [Hrsg.]: Merkblätter des DVGW, DVGW Merkblatt W 240 (Stand Dez. 1987)

DWA (2012): „Leitlinie zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen, 8. überarbeitete Auflage“; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Juli 2012

EG-Richtlinie 2008/105/EG: RICHTLINIE 2008/105/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG, Amtsblatt der Europäischen Union, 24.12.2008

EG-WRRL: RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, 23. Oktober 2000

Götz, Ch. (2013): Modellstudien zur Quantifizierung der Arzneimittelkonzentrationen in Gewässern. In: Tagungsband der 46. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 13.3.-15.3.2013 in Aachen, Beitrag 31, Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, Aachen 2013, ISBN 13: 978-3-938996-38-6

Grünebaum, T. et al (2011): Abschlussbericht Phase 1 Teilprojekt 6 Elimination von Arzneimitteln in kommunalen Kläranlagen, online verfügbar unter: [http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Arzneimittelr\\_Abschlussbericht.pdf](http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/Arzneimittelr_Abschlussbericht.pdf)

Mertsch et al. (2013): „Kosten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen“, GWA, Band 232, Tagungsband zur 46. Essener Tagung, Hrsg. Pinnekamp, Aachen 2013

MKULNV (2010): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen. Sachstandsbericht. 15. Auflage. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 31.12.2010, [www.umwelt.nrw.de](http://www.umwelt.nrw.de)

MKULNV, (2012): Vom Programm „Reine Ruhr“ zur Strategie einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität in Nordrhein-Westfalen. Expertenkommission Programm „Reine Ruhr“ und Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Februar 2012, [www.umwelt.nrw.de](http://www.umwelt.nrw.de)

NFP50 (2008): Konsensplattform << Hormonaktive Stoffe in Abwasser und Gewässern >> - Schlussdokument. Nationales Forschungsprogramm << Hormonaktive Stoffe >>. Schweizerischer Nationalfonds.

OGewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV) OGewV Ausfertigungsdatum: 20.07.2011

Soontheimer, H.; Frick, B.R.; Fettig, J., Hörner, G.; Hubele, C. und Zimmer, G. (1985): Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. DVWG-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), ISBN: 3-922671-11-X

Suter, J.M.F., Holm, P. (2004): Dem Fischrückgang auf der Spur. EAWAG, BUWAL, Kantone, SGCI, SFV, FIWI, Uni Basel. [www.fischnetz.ch](http://www.fischnetz.ch)

Teichgräber, T., Jagemann, P., zur Mühlen, P., Nafo, I. (2013): Screening ausgewählter Spurenstoffe in Lippe und Seseke. GWA, Band 232, Tagungsband zur 46. Essener Tagung, Hrsg. Pinnekamp, Aachen 2013

Vietoris (2013): „Vorkommen und Relevanz von Mikroverunreinigungen in Gewässern NRW's“, GWA, Band 232, Tagungsband zur 46. Essener Tagung, Hrsg. Pinnekamp, Aachen 2013