



Stadt Rhede

Machbarkeitsstudie zur Optimierung der Kläranlage

Erläuterungsbericht

Dezember 2015



Inhaltsverzeichnis

| | | |
|---------|---|----|
| 1 | EINLEITUNG | 5 |
| 1.1 | Ausgangssituation | 5 |
| 1.2 | Aufgabenstellung | 5 |
| 1.3 | Grundlagen | 6 |
| 2 | STUDIE VON IMMISSIONEN UND GESAMTSYSTEM | 8 |
| 2.1 | Wasserwirtschaftliches Gesamtsystem | 8 |
| 2.1.1 | <i>Komponenten des Gesamtsystems</i> | 8 |
| 2.1.2 | <i>Leitparameter und Stoffströme</i> | 9 |
| 2.1.3 | <i>Datengrundlage zur Quantifizierung der Stoffströme</i> | 11 |
| 2.1.4 | <i>Sonderbetrachtung der PFT-Ströme in der Abwasserentsorgung</i> | 13 |
| 2.2 | Analyse der Stoffströme im Gesamtsystem über die Leitparameter | 17 |
| 2.2.1 | <i>Analyse der PFT-Ströme</i> | 17 |
| 2.2.2 | <i>Analyse der Schwermetalle über Kupfer</i> | 18 |
| 2.2.3 | <i>Analyse zu Arzneimitteln über Diclofenac</i> | 20 |
| 2.2.4 | <i>Analyse zu den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor</i> | 22 |
| 2.2.5 | <i>Analyse zu organischen Inhaltsstoffen über den TOC</i> | 22 |
| 2.2.6 | <i>Zusammenfassung der Stoffströme</i> | 23 |
| 2.3 | Optimierungsansätze des Gesamtsystems | 24 |
| 2.3.1 | <i>Immission in die Bocholter Aa statt in den Rheder Bach</i> | 24 |
| 2.3.2 | <i>Ergänzende Vermeidung von Immissionen in den Rheder Bach</i> | 24 |
| 3 | STUDIE DER ABWASSERREINIGUNG UND -EMISSION | 27 |
| 3.1 | Ausgangszustand der Kläranlage | 27 |
| 3.1.1 | Verfahrensbeschreibung | 27 |
| 3.1.1.1 | Abwasserbehandlung | 27 |
| 3.1.1.2 | Schlammbehandlung | 27 |
| 3.1.1.3 | Betrachtung der hydraulischen Verhältnisse | 28 |
| 3.1.2 | Stoffströme an der Kläranlage | 28 |
| 3.1.2.1 | Eintrag in die Kläranlage | 28 |
| 3.1.2.2 | Austrag aus der Kläranlage | 30 |

| | | |
|------------|---|-----------|
| 3.1.2.3 | Stoffströme in der Kläranlage..... | 30 |
| 3.1.3 | Bewertung der Verfahrenstechnik..... | 31 |
| 3.1.4 | Stoffströme im verbesserten Zustand..... | 32 |
| 3.2 | Optimierungsansätze für die Reinigungsleistung | 34 |
| 3.2.1 | Optimierung der Reinigungsleistung durch Teilstrombehandlung..... | 34 |
| 3.2.2 | Hauptstrombehandlung in oder nach der Hauptstufe..... | 36 |
| 3.2.3 | Wirksamkeit der Verfahren | 39 |
| 3.3 | Erläuterung der Bemessungen und Kostenansätze | 42 |
| 3.3.1 | Ableitung KA Rhede zur Bocholter Aa..... | 45 |
| 3.3.2 | Ableitung Vardingholt zur KA Rhede | 46 |
| 3.3.3 | Bio-Adsorption im Teilstrom und separater Vorstufe | 46 |
| 3.3.4 | Bio-Adsorption im Teilstrom ohne Zwischenklärung | 49 |
| 3.3.3 | Mikrosiebung oder Tuchfiltration im Hauptstrom..... | 50 |
| 3.3.4 | Sandfilter im Hauptstrom | 52 |
| 3.3.5 | Simultane PAK-Adsorption im Hauptstrom | 53 |
| 3.3.6 | Nachgeschaltete PAK-Adsorption im Hauptstrom..... | 55 |
| 3.3.7 | GAK-Adsorption per Druckkessel im Hauptstrom | 56 |
| 3.3.8 | GAK-Filter im Hauptstrom | 57 |
| 3.3.9 | Ozonung im Hauptstrom | 58 |
| 3.3.9 | Nachbehandlung hinter einer Ozonung im Hauptstrom | 59 |
| 4 | STUDIE ZUM ENERGIEEINSATZ | 61 |
| 4.1 | Ausgangszustand der Kläranlage | 61 |
| 4.1.1 | Stromverbrauch | 61 |
| 4.1.1.1 | Aktuelle Verbrauchswerte..... | 61 |
| 4.1.1.2 | Spezifischer Stromverbrauch..... | 62 |
| 4.1.2 | Vergleiche einzelner Verbrauchswerte | 63 |
| 4.2 | Ansätze zur Optimierung der Energiebilanz | 67 |
| 4.1.2 | Ansätze zur Optimierung des Stromverbrauchs | 67 |
| 4.2.1 | Ansätze zur Optimierung des Wärmeverbrauchs | 72 |
| 4.2.2 | Ansätze zur Optimierung der Wärmeerzeugung | 72 |
| 4.2.3 | Ansätze zur Optimierung der Gaserzeugung | 73 |
| 4.2.4 | Ansätze zur Optimierung der Stromerzeugung | 73 |
| 4.3 | Erläuterung der Bemessungen und Kostenansätze | 75 |

| | |
|--|-----------|
| 4.3.1 Faulgasverstromung (BHKW) | 75 |
| 4.3.2 Faul- und Erdgasverstromung (BHKW+)..... | 76 |
| 4.3.3 Windenergieanlage (WEA) | 76 |
| 4.3.4 Photovoltaikanlage (PVA)..... | 77 |
| 5.1 Zusammenstellung und Bewertung der Optimierungsansätze..... | 78 |
| 5.2 Abschließende Empfehlung | 80 |

1 EINLEITUNG

1.1 Ausgangssituation

Die Stadt Rhede betreibt eine Kläranlage, die die kommunalen und gewerblichen Abwässer mechanisch und biologisch reinigt. Das gereinigte Abwasser wird in den Rheder Bach eingeleitet. Ende der 90er Jahre wurde die Abwasserreinigung um die Stickstoff- und Phosphorelimination ergänzt.

Die „Vollreinigung“ bzgl. der biologisch abbaubaren Abwasserinhaltsstoffe erlaubt eine erhebliche Verbesserung des Gewässerzustands, wenn die Abwassereinleitungen ein bestimmtes Verhältnis zur Aufnahmekapazität des Gewässers nicht überschreiten. Dies ist am vorflutarmen Rheder Bach leider nur eingeschränkt gegeben, so dass hier im Landesvergleich bei einigen Parametern erhöhte Schad- bzw. Mikroschadstoffkonzentrationen unterhalb der Kläranlage gemessen wurden.

Auch führen Entwicklungen der Pharmazie und Chemie zum Eintrag von Substanzen, die zum einen schon in sehr geringen Konzentrationen Tiere und den Menschen beeinflussen und schaden können und zum anderen, nicht zuletzt auch wegen bzw. in ihren geringen Konzentrationen, biologisch nicht abbaubar sind.

Darüber hinaus sehen neue gesetzliche Vorschriften (OGewV etc.) Beschränkung der Emission in die aquatische Umwelt vor.

Die letzten Erweiterungen der Kläranlage sind zwischenzeitlich seit über 10 Jahren in Betrieb, so dass aufgrund der gewonnenen Betriebserfahrungen und vor dem Hintergrund der veränderten Belastungssituation der Kläranlage ausreichende Informationen für eine grundlegende Prüfung und ggf. Optimierung der Verfahrens- und Anlagentechnik in funktionaler und energetischer Sicht vorliegen.

Gleichzeitig erfordern neue gesetzliche Vorschriften eine Reduzierung des Energieverbrauchs und der CO₂-Emission bei der Energieerzeugung. In diesem Zusammenhang und aufgrund der zuvor beschriebenen Situation ist eine Untersuchung der kläranlageninternen Energieverbräuche und – produktionen angezeigt.

1.2 Aufgabenstellung

Im Rahmen der beschriebenen Aufgabenstellungen sowie des Masterplans des MUNLV NRW ist die Stadt Rhede gefordert, die für die Immissionen in Gewässer und für die Trinkwasserversorgung zulässigen Normen einzuhalten. Die Stadt Rhede initiierte 2013 das Projekt „Überprüfung und ggf. Optimierung der Reinigungsleistung der KA Rhede“.

Aus umweltpolitischen wie wirtschaftlichen Gründen ist die Stadt Rhede parallel gefordert, die energetischen Belange der Kläranlage zu überprüfen und zu verbessern. Die Stadt Rhede initiierte im

Frühjahr 2013 das Projekt „Überprüfung und ggf. Optimierung der Energiebilanzierung der KA Rhede“.

Im August 2013 beauftragte die Stadt Rhede das Ingenieurbüro Vössing mit der Durchführung der Machbarkeitsstudie. Die vorliegende Studie fasst die Ergebnisse der Prüfungen der Abwasserreinigung innerhalb der Kläranlage und der Abwasservorbehandlung seitens der PFT-Emittenten zusammen und betrachtet die entwickelten Ansätze zur Optimierung der Reinigungsleistung technisch, wirtschaftlich und bzgl. ihrer Wirkung auf die Gewässer. Darüber hinaus beschreibt sie die Ergebnisse der Energieanalyse innerhalb der Kläranlage und betrachtet die entwickelten Ansätze zur Optimierung der Energieverbräuche und -erzeugung technisch und wirtschaftlich.

1.3 Grundlagen

Grundlagen der Machbarkeitsstudie bilden neben Begehungen der Kläranlage und der beiden relevanten Indirekteinleiter folgende Dokumente, Unterlagen und Informationen:

Stadt Rhede

- Betriebstagebücher der KA Rhede, Jahres- und Monatsaufzeichnungen 2007-2013
- Aggregatliste der KA Rhede, Oktober 2013
- Ergebnisse der PFT-Analysen, Übersichten für 2006-2013
- Maßnahmen zur PFC-Reduzierung, Bericht vom Juli 2012

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen

- ELWAS-WEB
- Publikationen des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe
- Handbuch Energie auf Kläranlagen, September 1999

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

- OGewV 2011 (mit UQN)
- LAWA-Publikationen zu Orientierungswerten
- TrinkwV 2001 (Neufassung 2013)

Dahlem Beratende Ingenieure

- Studie zur Ertüchtigung der KA Rhede, März 2008
- Grundlagenermittlung zur Errichtung eines neuen Gasbehälters, Dezember 2006
- Erweiterung der KA Rhede, Untersuchung zum Einfluss der Frachterhöhung der Fa. Textilausrüstung Rössing, Juli 1999
- Erweiterung der KA Rhede, Entwurf, September 1996

Aqua Consult

- Bericht über halbtechnische Versuche zur Abwasservorbehandlung auf dem Klärwerk Rhede, Mai 1992

Aquanta Hydrogeologie

- Berechnung der Abstandsgeschwindigkeiten im Einzugsgebiet des Wasserwerks Rhede, Januar 2013

Atemis

- Vorhabensbericht zur großtechnischen Umsetzung einer Aktivkohle-Anlage zur PFT-Entfernung aus Abwasser, Juli 2008

DWA und Fachliteratur

- Arbeitsblatt DWA-A 216: Energiecheck und Energieanalyse – Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen
- ATV-DWK-A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen

Informationen aus Fachtagungen

- 32. Bochumer Workshop, September 2013
- 14. Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium, Oktober 2013
- Workshop zum Maßnahmenprogramm WRRL 2015 und Mikroschadstoffreduzierung, Oktober 2013

Diverse Herstellerinformationen

Der Anhang enthält in Auszügen Tabellen und Grafiken aus vorgenannten Quellen sowie alle weiteren Grundlagendaten.

2 STUDIE VON IMMISSIONEN UND GESAMTSYSTEM

2.1 Wasserwirtschaftliches Gesamtsystem

2.1.1 Komponenten des Gesamtsystems

Die Städte Rhede und Borken mit ihren Anlagen zur Trinkwassergewinnung und zur Entsorgung von Schmutz- und Regenwasser, Oberflächengewässer wie die Bocholter Aa, der Rheder Bach und ihre Zuflüsse und oft landwirtschaftlich genutzten Randstreifen sowie alle Flächen und Grundwasserleiter der Einzugsgebiete der genannten Gewässer bilden Komponenten des wasserwirtschaftlichen Gesamtsystems (vgl. Anlage 1-1 und 3-1).

Als Abflussspende des Gesamtsystems werden die Niederschläge in die Einzugsgebiete des Rheder Bachs und der Bocholter Aa angesehen. Die Bocholter Aa umfasst ein Einzugsgebiet von 540 km², von denen etwa 50 % oberhalb des Zuflusses des Rheder Bachs liegen. Das Einzugsgebiet des Rheder Bachs umfasst etwa 7 % des Einzugsgebiets der Bocholter Aa.

Die Ableitung der Niederschläge erfolgt über die Oberflächen, den Aquifer, den Rheder Bach und die Bocholter Aa über rund 23 km bis zur Issel und von dort weiter in Richtung Oude und IJsselmeer. Die Bocholter Aa wird hier als Senke des Systems angesehen, weil weiter reichende Einflüsse aufgrund der Größenordnung der KA Rhede vernachlässigbar sind.

Rund 500 m westlich der Kläranlage Rhede erfolgt eine Trinkwassergewinnung durch die Stadtwerke Rhede, die zu etwa 10 % Uferfiltrat des Rheder Baches und etwa 20 % Uferfiltrat der Bocholter Aa fasst. Der Rheder Bach, die Bocholter Aa, der Aquifer und die Trinkwassergewinnung können von der KA Rhede beeinflusst werden und werden in die Gesamtsystembetrachtung eingeschlossen.

Innerhalb der vorgenannten Systemgrenzen werden die Wasserqualitäten durch die Einwohner, die beiden abwasserrelevanten Betriebe, Verschmutzungen der Entwässerungsflächen innerhalb der Stadt sowie durch die Landwirtschaft im Gesamtgebiet beeinflusst. Abgesehen davon findet u.U. auch eine Beeinflussung über die Atmosphäre (Staub, Aerosole) und die natürliche bzw. anthropogen geprägte Biosphäre im Einzugsgebiet der Bocholter Aa statt.

Die Anlage 3-1 zeigt das wasserwirtschaftliche Gesamtsystem inkl. der bekannten bzw. berechneten Wassermengen. Die Ermittlung der Wassermengen erfolgt mit Hilfe von Niederschlagsdaten und Daten zur Größe der Einzugsgebiete der betrachteten Gewässer. Das Einzugsgebiet des Rheder Baches besitzt eine Größe von 35 km². Die Bocholter Aa hat ein Einzugsgebiet von insgesamt 540 km², wobei 245 km² oberhalb der Einmündung des Rheder Bachs liegen und 260 km² unterhalb.

Die jährliche Niederschlagshöhe beträgt rund 800 mm/a. Im Modell werden eine Evapotranspirationsrate von 70 % und eine Versickerungsrate/Grundwasserabfluss von 10 % angenommen. 20 % der Niederschläge fließen oberflächlich ab. Für ein landwirtschaftlich geprägtes Gebiet mit Siedlungen erscheint dieses Verhältnis angemessen. Hierbei ist zu beachten, dass bezüglich der Versickerung und Evapotranspiration zwischen Stadt und Umland nicht weiter unterschieden wird. Die besonderen Verhältnisse im Stadtgebiet hinsichtlich Versiegelungsgrad,

Albedo usw. und deren Einfluss auf Evapotranspiration und Versickerung sind jedoch in die Schätzung der Raten eingeflossen (s. nachfolgendes Beispiel zur Ermittlung der Wassermenge Bocholter Aa vor Einmündung Rheder Bach):

Niederschlag im Gebiet:

$$0,80 \text{ m/a (Niederschlagshöhe)} \times 245.000.000 \text{ m}^2 \text{ (Fläche EZG)} = 196 \text{ Mio. m}^3/\text{a}$$

Abfluss in der Aa:

$$196 \text{ Mio. m}^3/\text{a} \times 0,20 \text{ (Anteil Oberflächenabfluss)} = 39,2 \text{ Mio. m}^3/\text{a} = \sim 40 \text{ Mio. m}^3/\text{a}$$

Aspekte wie z.B. die „natürliche“ Degradation in Boden und Aquifer bleiben bei der Betrachtung der Schadstoffeinflüsse auf das Trinkwasser unberücksichtigt. Die Analyse der Trinkwasserbelastungen liegt damit auf der sicheren Seite.

2.1.2 Leitparameter und Stoffströme

Die Kläranlage Rhede stellt nur einen Schadstoffemittenten innerhalb des beschriebenen Gesamtsystems dar. Wasserwirtschaftlich ist das Zusammenspiel aller Emittenten und Immissionen relevant. Die Machbarkeitsstudie kann und muss sich bei der Analyse der Stoffströme einerseits auf die besonders relevanten und andererseits auf die ausreichend analysierten Stoffströme beschränken. Es werden folgende Stoffe und Stoffgruppen auf Basis von Leitparametern betrachtet:

- TOC (Umrechnung CSB:TOC = 3:1), Nitrat-N und Gesamtphosphat für die Nährstoffe
- Kupfer als Leitparameter für die Stoffgruppe der Schwermetalle
- PFT für die lokale Sonderbelastung und die schwer eliminierbaren Mikroschadstoffe (Röntgenkontrastmittel, TCPP, EDTA)
- Diclofenac als Leitparameter für Pharmaka und alle leichter eliminierbare Mikroschadstoffe (Carbamazepin, Metoprolol etc.)

Die Wahl der vorgenannten Leitparameter erfolgte in erster Linie unter folgenden beiden Aspekten:

Es sollen die für das lokale Abwasserspektrum charakteristischen Parameter erfasst werden.

Es sollen die in den Gewässern bezogen auf die UQN und den OW besonders ungünstigen Parameter erfasst werden. Dies sind PFT, Kupfer und Diclofenac.

Für die drei vorgenannten Parameter sind derzeit noch keine gesetzlich verbindlichen Grenzwerte in Form von UQN in der OGewV festgelegt. Jedoch wurden durch die LAWA (Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) entsprechende Orientierungswerte (bzw. Vorsorgewert bezüglich PFT) bestimmt, dessen Einhaltung zwar gesetzlich nicht verbindlich ist, aber ausdrücklich empfohlen wird. Dies hängt mit dem, nach heutigem Kenntnisstand, starken Einfluss der betrachteten Parameter auf die Gewässergüte zusammen. Weiterhin ist es wahrscheinlich, dass zumindest einige dieser Stoffe in naher Zukunft durch die OGewV geregelt werden. So wurde z.B. während der 80. Umweltministerkonferenz am 07.06.2013 durch das Land NRW eine ausdrückliche Empfehlung der

Aufnahme einer UQN von 0,1 µg/l für Diclofenac in die OGewV ausgesprochen. Nachfolgend werden die hier angesetzten Bewertungsmaßstäbe für die Stoffbelastungen dargestellt:

- UQN TOC = 5 mg/l (da Gewässer nicht Typ 11,12,19)
- UQN Nitrat-N = 11,3 mg/l (50 mg/l bei Nitrat)
- UQN Phosphor = 0,05 mg/l (OW= 0,1 mg/l)
- VW PFT = 0,1 µg/l
- LW Summe PFOS+PFOA = 0,3 µg/l
(für Abwassereinleitungen gilt: OW für Summe PFOS+PFOA =0,3 µg/l und Summe alle PFC= 1,0 µg/l)
⇒ Der allgemeine Vorsorgewert (VW) von 0,1 µg/l wird für die Bewertung verwendet.
- OW Kupfer = 4 µg/l (Kupfer hat eine UQN für Schwebstoff und einen OW für Wasser)
- OW Diclofenac = 0,1 µg/l

Folgende Messpunkte und Analysereihen sind im Gesamtsystem verfügbar, wobei die Ablaufwerte der Indirekteinleiter und der Kläranlage auf den Eigenüberwachungen der Betriebe basieren:

- Abläufe der beiden relevanten Indirekteinleiter (Textilaustrüster, Filmrecycler)
- Ablauf der Kläranlage (Stadt Rhede)
- Messstellen in den Gewässern (LANUV)
- Trinkwassergewinnung (Stadtwerke Rhede)

Insgesamt wurden 6 relevante Messstellen des LANUV in den Gewässern ausgewertet (vgl. Anlage 1-1). Durch eine teils noch relativ dünne Datenbasis und die verschiedenen Quellen zeigten sich bei der Auswertung einige Inkonsistenzen: So lagen die an der Kläranlage gemessenen PFT-Austräge in der Vergangenheit signifikant oberhalb der Angaben zu den PFT-Einträgen in die KA Rhede.

Entsprechende Sonderbetrachtungen wurden durchgeführt, wobei diese aufgrund studienparalleler Entwicklungen (z.B. beim PFT) nur einen Zwischenstand abbilden können. Für die vorgenannten Leitparameter wurden für das Bezugsjahr 2012 schließlich die mittleren Konzentrationen in den Gewässern errechnet (s. Anlage 1-2) und die Stofffrachten im Gesamtsystem ermittelt (vgl. Anlage 2-1).

Aussagen über Standardabweichungen der Konzentrationen werden im Zusammenhang mit der dünnen Datenbasis bewusst vermieden. Auch eine dynamische Betrachtung der Stoffströme ist wegen der nur bedingten Korrelation zwischen Abflussbildungen und Immissionen, d.h. z.B. Niederschlägen und Produktionsrhythmen zu komplex und würde den Rahmen dieser Studie sprengen. Die Studie betrachtet deshalb nur die *mittleren Konzentrationen und Jahresfrachten* der Leitparameter. Allerdings wurden in 2012 auch nur geringe Schwankungsbreiten festgestellt:

- TOC: fast keine Schwankungen (z.B. 2012: 10,2-13,2 mg/l an der MS [Messstelle] unterhalb KA Rhede)
- Nitrat-N: geringe Schwankungen (z.B. 2012: 3,4-9,1 mg/l an der MS uh KA Rhede – auch beim Maximum wird der UQN eingehalten)
- Cu: geringe Schwankungen (z.B. 2012: 13-32 µg/l an der MS uh KA Rhede)

- PFT: in 2012 noch starke Schwankungen (z.B. 2012: 0,01-0,22 µg/l an der MS uh KA Rhede), seit Ende 2013 konstant niedrigerer Wert – Vorsorgewert wird eingehalten)
- Diclofenac: geringe Schwankungen (z.B. 2012: 0,36-0,96 µg/l an der MS uh KA Rhede)
- Abfluss: während der Messungen vorhanden

Da keine parallelen Abflussmessungen durchgeführt wurden und keine Angaben zu Wasserständen (NW o.ä.) vorliegen, lassen sich aus den Messwerten auch keine Aussagen zu Schwankungen in den Stoffströmen ableiten.

2.1.3 Datengrundlage zur Quantifizierung der Stoffströme

Die Stoffströme wurden anhand von Messdaten des Fachinformationssystems ELWAS des MKULNV (s. Anhang 1-1 bis 1-3) und Daten der Kläranlage Rhede (s. Anhang 4-1 u. 4-3) quantifiziert. Die Quantifizierung soll Hilfestellung bei der Beantwortung folgender Fragestellungen leisten: Inwiefern beeinflussen die Stoffeinträge der Kläranlage Rhede die Schadstoffkonzentrationen des Rheder Bachs und der Bocholter Aa? Welche Grundbelastungen liegen in beiden Gewässern bereits vor? Welche Verbesserungen können über Veränderungen der Kläranlage Rhede erreicht werden und welche nicht?

Die Stoffströme werden in zwei Modellen betrachtet:

Das erste Modell (Feinmodell) stellt die Jahresmengen an PFT und Wasser im Rheder Umfeld mit relativ hoher Auflösung bzw. Datendichte dar (vgl. Anlage 3-1). Dabei werden im Gegensatz zum „Grobmodell“, Parameter wie z.B. Versickerung, Evapotranspiration, Uferfiltrat und PFT-Belastung des Trinkwassers im Detail berücksichtigt. Das Bezugsjahr ist 2012.

Das zweite Modell (Grobmodell) stellt ein generalisiertes Modell aller betrachteter Stoffströme dar (vgl. Anlage 2-1). In diesem Modell werden Frachten und Konzentrationen der Parameter TOC, Nitrat-N, PFT, Kupfer und Diclofenac betrachtet. Hier erfolgt weiterhin eine Einordnung der Konzentrationen anhand der Grenz- bzw. Orientierungswerte in Anlehnung an das Bewertungsverfahren des MKULNV (von blau = sehr gut bis rot = schlecht). (vgl. Anhang 2-1 u. 2-2).

Zur Quantifizierung der Stoffströme wurden die Mittelwerte der Messdaten von sechs verschiedenen Messstandorten im untersuchten Gebiet gebildet. Da die zur Verfügung stehende Datenmenge gering ist, die Daten teilweise lückenhaft sind und an einigen Stellen eine hohe Schwankungsbreite aufweisen, wurden fehlende Werte durch Bilanzierungen der miteinander in Beziehung stehenden Standorte ermittelt. Diese Werte sind in den Abbildungen in grau geschrieben.

Die erste Messstelle (MS: 806432) liegt am Rheder Bach oberhalb des Stadtgebietes der Stadt Rhede an der Einmündungsstelle des Messingbachs (vgl. Abb. 1). Die zweite Messstelle (MS: 806304) befindet sich am Rheder Bach ungefähr 200 Meter oberhalb der Kläranlage Rhede. Hier liegen nur Daten aus dem Jahr 2006 für die Parameter TOC, Nitrat-N und Kupfer vor. Dabei besitzt Kupfer eine relativ hohe Schwankungsbreite mit Werten von 3,1 bis 21 µg/l. Die dritte Messstelle (MS: 801264) liegt ca. 200 Meter unterhalb der Kläranlage. Diese zeichnet sich im Vergleich zu den restlichen Messstandorten durch die umfangreichste Datenmenge aus. So sind zu vielen Parametern Werte für

die Jahre 2006-2013 vorhanden. Aber auch hier kommt eine hohe Schwankungsbreite z.B. beim PFT (Werte: 0,01-0,22 µg/l) zum Vorschein.

Die Werte für TOC, Nitrat, PFT und Kupfer für den Kläranlagenablauf wurden anhand von Überwachungsdaten aus ELWAS und der von den Kläranlagenbetrieb zur Verfügung gestellten Daten ermittelt und mit dem Verhältnis der Stoffkonzentration an den Messstellen oberhalb und unterhalb der Kläranlage abgeglichen. Da Arzneimittel im KA-Ablauf selbst nicht gemessen wurden, wurden die Werte für den Leitparameter Diclofenac anhand der zur Verfügung stehenden Daten zu den Konzentrationen unterhalb und oberhalb des KA-Ablaufs ermittelt. Die Frachten und Konzentrationen der hier betrachteten Leitparameter aus dem Stadtgebiet sind aus den übrigen Messwerten errechnet worden (vgl. Anhang 1-1). Die vierte berücksichtigte Messstelle (MS: 558606) befindet sich an der Bocholter Aa ca. 200 Meter unterhalb der Einmündung des Rheder Bachs. Hierbei sind für PFT nur insgesamt 3 Werte (Zeitraum 2012-2013) vorhanden.

Zur Bestimmung des Gewässerzustandes oberhalb der Einmündung des Rheder Bachs wurden zwei weitere Messstellen betrachtet. Ein Messstandort (MS: 558503) befindet sich ca. 200 Meter oberhalb der Einmündung des Rheder Bachs in die Bocholter Aa. Die Werte für TOC und Nitrat-N wurden diesem entnommen. Da allerdings keine Angaben zu Kupfer und Diclofenac vorhanden waren, wurde zusätzlich eine andere Messstelle (MS: 801100) ca. 8 Kilometer oberhalb der Einmündung betrachtet. Die 8 km lange Fließstrecke enthalten keine Siedlungen und dementsprechend keine Kläranlagen, wodurch der Diclofenac- und Kupfergehalt unbeeinflusst von kommunalen Einleitungen sein sollte. Allerdings stehen hier nur 4 Messwerte (Jahre 2012/2013) für Diclofenac zur Verfügung, welche wieder eine hohe Schwankungsbreite von 0,045-0,99 µg/l aufweisen.

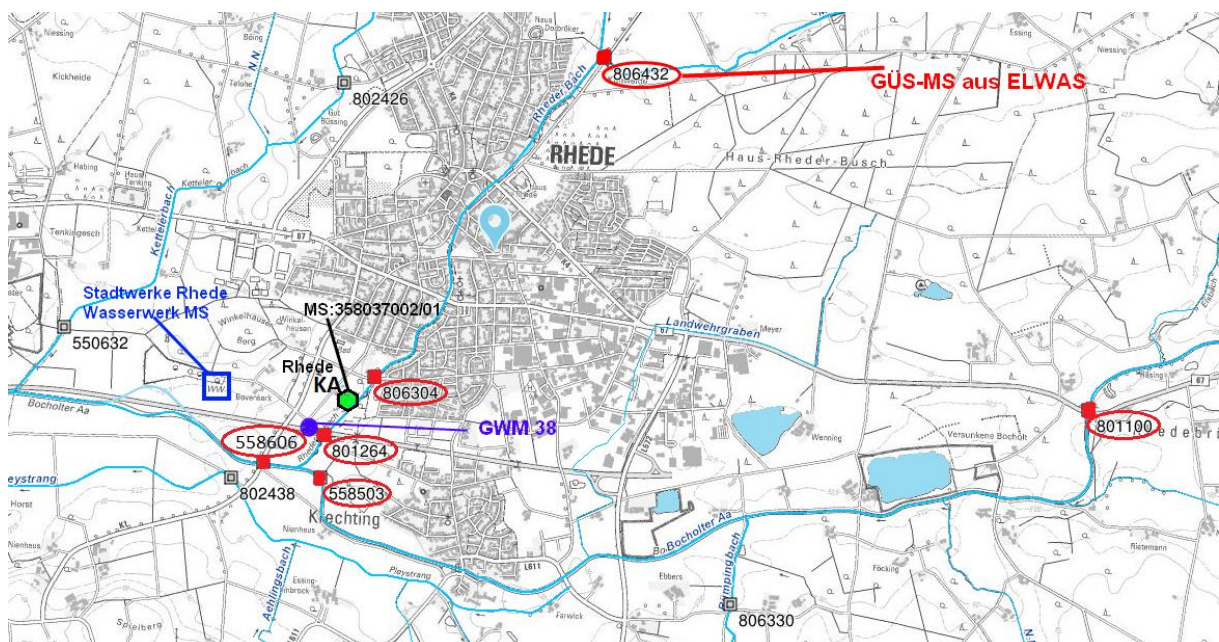


Abb.1: Übersichtsplan der verwendeten Messstellen im betrachteten Gebiet

Im Feinmodell mit Darstellung der Wassermengen und PFT-Frachten wurden für Bereiche, zu denen keinerlei Messwerte vorliegen, Annahmen getroffen. Dabei wurde von einer Hintergrundbelastung der Oberflächengewässer von 5 ng PFT/l ausgegangen. An anderen Stellen wurden Werte durch Bilanzierungen ermittelt. Bei der Betrachtung der Trinkwassergewinnung wurden für die Eintragswerte Angaben der Vorstudie angesetzt. Hiernach stammen 20% des Trinkwassers aus Uferfiltrat der Bocholter Aa, 10% aus Uferfiltrat des Rheder Baches, 10% aus Uferfiltrat der restlichen Kleingewässer, 10% aus der Versickerung im Stadtgebiet und 50% aus der Versickerung dem entfernteren Grundwasserzustrom.

2.1.4 Sonderbetrachtung der PFT-Ströme in der Abwasserentsorgung

Für die Analyse standen Daten und Informationen zu den PFT-Konzentrationen im Abwasser der Kläranlage Rhede im Zeitraum 2006 bis 2013 zur Verfügung. Diese beziehen sich auf vier Messstellen: den Ablauf des Textilausrüsters, den Ablauf des Filmrecyclers, den Ablauf aus der Kammerfilterpresse und den Gesamtablauf der Kläranlage.

Die folgende Tabelle stellt Maximum, Minimum und Mittelwert der **PFT-Konzentrationen (in ng/l)** der vergangenen Jahre an den vier Messstellen dar:

| Jahr | ng/l | Ablauf der KA | Filmrecycler | Textilausrüster | Filtrat der KFP |
|------|--------|---------------|--------------|-----------------|-----------------|
| 2006 | MAX. | 5.100 | 220.000 | 904 | 13.100 |
| | MIN. | 3.040 | 22.600 | 335 | 7.100 |
| | MITTEL | 3.922 | 121.300 | 535 | 10.100 |
| 2007 | MAX. | 4.510 | 135.300 | 1.725 | 15.000 |
| | MIN. | 710 | 92 | 235 | 7.100 |
| | MITTEL | 1.778 | 22.540 | 1.161 | 11.050 |
| 2008 | MAX. | 3.780 | 190.630 | 730 | 7.410 |
| | MIN. | 721 | 29 | 230 | 6.100 |
| | MITTEL | 1.786 | 19.983 | 498 | 6.628 |
| 2009 | MAX. | 2.614 | 347 | - | - |
| | MIN. | 1.060 | 347 | - | - |
| | MITTEL | 357 | 347 | - | - |
| 2010 | MAX. | 822 | 4.650 | - | - |
| | MIN. | 150 | 104 | - | - |
| | MITTEL | 409 | 1.313 | - | - |
| 2011 | MAX. | 3.326 | 2.173 | 3.150 | 30.150 |
| | MIN. | 67 | - | 67 | 8.300 |
| | MITTEL | 995 | 748 | 821 | 16.037 |
| 2012 | MAX. | 997 | 7.235 | 1.330 | 2.053 |
| | MIN. | 134 | - | - | 1.320 |
| | MITTEL | 456 | 1.323 | 223 | 1.613 |
| 2013 | MAX. | 2.435 | 3.120 | 92 | 1.500 |
| | MIN. | 88 | 158 | - | 1.500 |
| | MITTEL | 599 | 987 | 36 | 1.500 |

Zunächst ist der Rückgang der PFT-Menge im Ablauf der Kläranlage sowie im Zulauf des Textilausrüsters seit 2007 sehr eindeutig. Auffällig ist aber auch die Differenz zwischen Ablauf und Einleitungen. Diese Abweichung wäre grundsätzlich durch gewisse und zufällig systematische Messfehler zu erklären. Ebenso ist der Zeitpunkt der Probenahme sowie die Nicht-Erfassung von Spitzen bei den Indirekteinleitern durch die Eigenüberwachung ein Faktor für die Differenzen. Dagegen kann ein Eintrag in der Kläranlage über Betriebswasser oder –mittel aufgrund der relativ geringen eingesetzten Mengen und der dadurch erforderlichen, sehr hohen PFT-Konzentrationen ausgeschlossen werden.

Das jeweils wahrgenommene, schnelle Ansteigen der PFT-Konzentrationen in der Kläranlage erfordert in jedem Fall einen spontanen und sehr hohen PFT-Eintrag. Aufgrund der Pufferung in der Vorbehandlung des Textilausrüsters ist ein spontaner Eintrag aus dessen bis zu 3.000 m³ Abwasser umfassender Vorbehandlungsanlage bei einer Tagesabwassermenge von i.M. nur 400 m³ nicht unbedingt zu erwarten, unter extremen Bedingungen aber denkbar. Deshalb wurde der Filmrecycler als Emittent vermutet. Umstellungen im Betrieb und in der innerbetrieblichen Abwasserbehandlung des Filmrecyclers könnten zu den plötzlich auftretenden PFT-Emissionen geführt haben.

Auffällig waren die Schwankungen der PFT-Konzentrationen im Ablauf der Kläranlage. Nach spontanen Spitzenwerten im Zulauf erreichten die PFT-Konzentrationen im KA-Ablauf erst nach einem Monat wieder das Normalniveau. Bei einem spontanen Eintrag über die Wasserphase würde zunächst eine relativ schnelle Verdünnung in der Kläranlage mit einem Gesamthalt von rund 20.000 m³ Abwasser und danach eine langsamere Verdünnung durch das tägliche Nachströmen von rund 4.000 m³ Abwasser erfolgen. Die Abnahme der Konzentrationen erfolgte aber jeweils relativ linear. Dies ist weniger durch einfache Verdünnung zu erklären, sondern lässt eine dem spontanen Eintrag folgende Remanenz erkennen. Außerdem kommt es durch den Klärschlamm und das Kammerfilterpresse-Prozesswasser zur Rückbelastung mit PFT.

Grundsätzlich wurde bei der Ursachenforschung im Rahmen der Machbarkeitsstudie von einer korrekten Übermittlung der Daten durch die Betriebe und einer korrekten Analytik durch die Labors ausgegangen. Aufgrund genereller Probleme der Abwasseranalytik, insbesondere bzgl. PFT, und der scheinbaren Verzögerung bei der PFT-Abnahme wurde die Differenz zwischen den Frachten der PFT-Ein- und Austräge in einer unzureichenden analytischen Erfassung suspensagebundenen PFT, insbesondere bei der Analytik der Einträge, bei latentem, PFT-Eintrag in die Kläranlage vermutet.

In der Rücksprache mit den Labors wurde die vermutete Sedimententnahme in der Probenaufbereitung bestätigt. Andererseits zeigten Filtrationen von Abwasserproben der Indirekteinleiter erkennbare und deutlich schwankende Feststoffanteile. Die Abwasserproben des Filmrecyclers erwiesen sich dabei als schnell filtrierbar, wobei die stark wasserhaltige, farblose Gelatine der Fotoemulsion in der Fritte verblieb, bei schwach gelblichem Filtrat. Grundsätzlich besitzt das Abwasser des Filmrecyclers bei jeder Probenahme unterschiedliche Eigenschaften. Manchmal ist der Feststoffanteil sehr hoch. Ob bei der Filtrierbarkeit ebenfalls hohe Schwankungen auftreten ist nicht bekannt, jedoch ist die Probe generell filtrierbar. Die Abwasserproben des Textilausrüsters führten bei kleiner, relativ farbloser Fritte und stark gefärbtem Filtrat schnell zur Filterverstopfung und langen Filterzeiten.

Der Suspensaeintrag durch den Textilausrüster ist mit rund 300 kg/d bzw. rund 10 t/a bekannt und nicht unerheblich. Durch diese Feststofffracht lassen sich selbst bei geringen PFT-Konzentrationen relativ hohe PFT-Frachten in die Kläranlage einleiten. Dabei ist ein PFT-Eintrag in das betriebliche Abwasser einerseits über die wöchentlich einmalige PFT-Dosierung in die 3. Stufe der Textilbehandlung oder über die 1. Stufe der Textilbehandlung durch Austrag aus belasteten Rohmaterialchargen denkbar. Grundsätzlich erscheint die Textilausrüstung eher eine gleichmäßige latente Erhöhung des PFT-Eintrags durch Suspensa zu bewirken.

Der Sedimenteintrag durch den Filmrecycler lässt sich dagegen nicht quantifizieren. In jedem Fall nimmt der Betrieb zeitweise erhöhte Druckverluste an dem Ionentauscher durch Feststoffablagerung wahr und führt entsprechende Rückspülungen mit Lauge durch. Anfängliche Rückspülungen mit Säure erwiesen sich als problematisch. Der Sandfilter und insbesondere der Separator zwischen Sandfilter und Ionentauscher scheinen zur Suspensaentnahme nur bedingt geeignet, so dass spontan wie kontinuierlich suspensagebundenes PFT die nachgeschaltete PFT-Adsorption passieren kann. Da das Sediment überwiegend aus Gelatine der Fotoemulsion bestehen, sind diese sowohl gut durch Säure zersetzbar als auch gut biologisch abbaubar.

Insgesamt ist aufgrund der vorliegenden Erkenntnisse zum PFT-Austrag mit der Wasserphase des Kläranlagenablaufs zu vermuten, dass innerhalb der Kläranlage deutlich mehr PFT aus Suspensazustrom remobilisiert wird, als PFT aus dem Abwasser oder aus abgebauten Suspensa vom Klärschlamm adsorbiert wird. Im Zusammenhang mit der Praxis der Probenaufbereitung kann somit erklärt werden, warum mehr PFT die Kläranlage verlässt, als eingetragen wird.

Da keine genaueren Daten zum PFT-Austrag über den Klärschlamm und latenten PFT-Austrag über den Kläranlagenablauf in den Rheder Bach bekannt sind, wird hier ein Austrag von 150 g PFT /a über den Klärschlamm und zusätzlich 50 g PFT /a über den Ablauf angenommen. Zusammen mit den bekannten 750 g PFT /a im Ablauf lag der PFT-Durchsatz der Kläranlage im Bezugsjahr 2012 also bei rund 950 g PFT /a. Im Kläranlagenzulauf beträgt der erfasste bzw. bekannte Eintrag rund 600 g PFT/a.

Der latente Eintrag über Suspensa betrug also etwa 350 g PFT /a. Eine konkrete Aufteilung des Eintrags auf die PFT-Emittenten ist nicht möglich. Die Proben der Indirekteinleiter wurden vor der Untersuchung filtriert. Somit wurde der Anteil an PFT im Suspensa bei der Messung nicht erfasst. Im Rahmen dieser Machbarkeitsstudie und auf Basis der vorangegangenen Betrachtungen wird aus diesem Grund angenommen, dass insgesamt 600 statt 430 g PFT /a vom Textilausrüster und 300 statt 120 g PFT /a vom Filmrecycler eingetragen wurden. Der Eintrag über das kommunale Abwasser wird pauschal mit 50 g PFT/a veranschlagt. In der Summe der beiden Betriebe und der städtischen Einleitung ergeben sich $600 + 300 + 50 = 950$ g PFT /a für das Jahr 2012.

Zur Quantifizierung des Eintrags sollte geklärt werden, welche PFT-Frachten tatsächlich mit dem Klärschlamm und latent im Kläranlagenablauf abgehen. Sinnvoller als eine Intensivierung des PFT-Monitorings im Bereich der Eintragungspfade zur Klärung des tatsächlichen Eintrags ist in jedem Fall eine Suspensa-Elimination vor der Einleitung in die Kanalisation (Filmrecycler) bzw. vor oder an der Einleitung in die Kläranlage (Textilausrüster). Die Untersuchungsfrequenz des Kläranlagenablaufs scheint zum Monitoring der Wirksamkeit der Maßnahmen zur Verminderung des Eintrags insgesamt ausreichend.

2.2 Analyse der Stoffströme im Gesamtsystem über die Leitparameter

2.2.1 Analyse der PFT-Ströme

Die Analyse der PFT-Konzentrationen im Gesamtsystem von Rheder Bach, Kläranlage Rhede und Bocholter Aa ermöglicht eine Beurteilung des Einflusses der Kläranlage auf die Stoffbilanz. Mit einer Konzentration von 0,01 µg/l an PFT ist die Hintergrundbelastung des Rheder Bachs gering. Dieser Wert ist deutlich geringer als der vorgeschlagene präventive Vorsorgewert (PV) von 0,10 µg/l. Damit ist der Gewässerzustand bezüglich dieser Kenngröße als gut anzusehen. Die vorgenannte Konzentration entspricht einer Fracht von 50 g PFT/a.

Von der Kläranlage Rhede wurden im Jahre 2012 rund 1,5 Mio. m³ Abwasser mit einer durchschnittlichen PFT-Konzentration von 0,52 µg/l (800 g/a) eingeleitet. Dies hat deutliche Auswirkungen auf die Belastung des Rheder Bachs. Diese verdrei- bis vierfacht sich unterhalb der Kläranlage auf 0,14 µg/l (850 g/a bei 6,3 Mio. m³ Wasser) und ist damit höher als der für PFT vorgeschlagene PV, was eine Verschlechterung der Beurteilung von „gut“ auf „mittel“ zur Folge hat.

Die Bocholter Aa weist eine ungefähre Hintergrundbelastung von 0,01 µg/l auf. Nach der Einmündung des stärker belasteten Rheder Bachs erhöht sich diese nur geringfügig auf 0,02 µg/l, da die deutlich höhere Wassermenge der Bocholter Aa eine Verdünnung bewirkt. Dementsprechend bleiben die PFT-Konzentrationen unterhalb des PV und der gute Gewässerzustand bleibt erhalten.

Auch der Einfluss auf das Trinkwasser ist laut Modell relativ gering. Insgesamt enthält das gewonnene Trinkwasser im Jahre 2012 mit einer Menge von 1,0 Mio. m³/a etwa 18 g PFT/a, was einer Konzentration von 0,02 µg/l entspricht. Knapp 40 Prozent des im Trinkwasser enthaltenen PFTs stammen aus dem Uferfiltrat des Rheder Bachs.

Die Daten der tatsächlichen PFT-Belastungen im Wassergewinnungsgebiet Rhede im Zeitraum 08.2006 – 12.2013 (vgl. Anhang 1-4) bestätigen dies. Die PFT-Konzentrationen liegen in den letzten fünf Jahren in den meisten Fällen unter 0,05 µg/l und damit deutlich unter dem Zielwert von 0,10 µg/l. Bei Überschreitungen des Zielwertes (präventiver Vorsorgewert) sind die Werte dennoch im Rahmen des gesundheitlich lebenslang duldbaren Trinkwasserleitwertes von 0,30 µg/l. In den Jahren 2006 und 2007 sind Überschreitungen des Leitwertes vorgekommen. Zu dieser Zeit lag der Eintrag durch die Kläranlage Rhede aber noch auf einem viel höheren Niveau. Grundsätzlich ist die PFT-Problematik in Rhede erst Ende 2006 aufgekommen. Der vorsorgliche Maßnahmenwert für Säuglinge und sensible Gruppen [VMW_S] von 1 µg/l (Summe aller PFT) und der Maßnahmenwert für Erwachsene [MW] von 5 µg/l wurden zu keiner Zeit im Roh- und Reinwasser überschritten.

Insbesondere im zweiten Halbjahr 2013, d.h. parallel zur Studie, wurde eine erneute, deutliche Abnahme des PFT-Eintrags festgestellt. Auf Basis dieser Untersuchungen und der parallelen Verbesserungen ist daher davon auszugehen, dass inzwischen generell keine nennenswerte PFT-Belastung des Trinkwassers durch die Kläranlage bzw. die Indirekteinleiter mehr vorliegt. Dementsprechend kann in dieser Studie bei der späteren Betrachtung der Optimierungsmöglichkeiten der Reinigungsleistung der Kläranlage Rhede von einem seit 2014 verbesserten Zustand bezüglich PFT ausgegangen werden.

2.2.2 Analyse der Schwermetalle über Kupfer

Kupfer wird als Leitparameter der Stoffgruppe der Schwermetalle verwendet. Im Trinkwasser sind gemäß TrinkwV bis zu 2 mg/l zulässig, für die Oberflächengewässer dagegen wird keine Überschreitung von 4 µg/l (OW gemäß LAVA ZV) empfohlen. Die folgende Tabelle stellt die gemessenen Kupfergehalte im Abwasser des Textilausrüsters im Jahre 2012 dar:

| Monat | Kupfer (mg/l) |
|----------------|---------------|
| Februar 2012 | 0,28 |
| März 2012 | 0,61 |
| April 2012 | 0,77 |
| Mai 2012 | 0,37 |
| Juni 2012 | 1,57 |
| Juli 2012 | 1,51 |
| August 2012 | 1,19 |
| September 2012 | 0,59 |
| Oktober 2012 | 0,77 |
| November 2012 | 0,44 |

Die durchschnittliche Konzentration beträgt 0,81 mg/l. Für die Abwassermenge des Textilausrüsters errechnet sich eine Kupferfracht von 112 kg/a für 2012. Da der Kupfergehalt in den Jahren 2013/2014 durch eine verbesserte Vorbehandlung seitens des Textilausrüsters reduziert wurde, wird bei der Gesamtbetrachtung der Stoffströme die Fracht auf 100 kg/a abgerundet.

Die nachfolgende Tabelle stellt die Kupferkonzentrationen im KA-Ablauf im Jahre 2012 dar. Dabei wurden Werte aus dem Jahresbericht der KA sowie Überwachungswerte aus ELWAS betrachtet.

| Monat | Kupferkonzentration im KA-Ablauf in µg/l | |
|-------------------|---|--|
| | Werte gemäß KA-Jahresbericht (als Mittelwerte aus 1-5 Proben pro Monat) | Überwachungswert aus Elwas (jeweils eine Messung) |
| Januar 2012 | 40 | 22 |
| Februar 2012 | 90 | 35 |
| März 2012 | 80 | 73 |
| April 2012 | 110 | 71 |
| Mai 2012 | 70 | 72 |
| Juni 2012 | 70 | 71 |
| Juli 2012 | 70 | k.A. |
| August 2012 | 50 | 37 |
| September 2012 | 60 | 43 |
| Oktober 2012 | 70 | k.A. |
| November 2012 | 90 | 42 |
| Dezember 2012 | 80 | k.A. |
| Mittelwert | 70 | 50 |

Nach Betrachtung der Daten aus den Jahresberichten der Betriebstagebücher und der Überwachungswerte aus ELWAS ergibt sich im Jahre 2012 eine durchschnittliche Kupferkonzentration zwischen 50 und 70 µg/l im Ablauf der Kläranlage. Durch die bereits erwähnte Optimierung der Vorbehandlung seitens des Textilausrüsters seit 2012 erfolgt eine Reduzierung der Kupfer-Ablaufkonzentrationen. So reduzierten sich die Überwachungswerte im ELWAS in den Jahren 2013/2014 auf rund 33 µg/l.

Weiterhin zeigt die Auswertung der Daten der Messstellen unterhalb und oberhalb der Kläranlage aus 2012, dass die Kupferkonzentration im Ablauf im Bereich 40-50 µg/l lag. Aus diesen Gründen wird für die weitere Betrachtung der Stoffströme im Gesamtsystem eine Konzentration von im Mittel 40 µg/l im KA-Ablauf im Ausgangszustand 2012/2014 angenommen. Der vorgegebene Grenzwert für Abwassereinleitungen von 100 µg/l würde auch bei Ansatz der Maxima nicht überschritten.

Nach Auswertung der Daten der zur Verfügung stehenden Messstellen wird deutlich, dass im Rheder Bach eine relativ hohe Hintergrundbelastung an Kupfer vorhanden ist. Oberhalb der Kläranlage ist eine Konzentration von durchschnittlich 10 µg/l (50 kg/a bei einer Wassermenge von 4,8 Mio. m³) gemessen worden. Dies entspricht bereits mehr als dem 2-fachen des Orientierungswertes von 4 µg/l.

Das eingeleitete Abwasser der KA Rhede hat eine Kupferkonzentration von 40 µg/l (60 kg/a). Dies spricht zunächst für eine gute Abwasserreinigung bzgl. Kupfer seitens der Kläranlage, da von den in die KA eingetragenen rund 150 kg/a lediglich 60 kg/a in das Gewässer gelangen. Unterhalb der Kläranlage findet folglich eine annähernde Verdoppelung der Kupfer-Konzentration auf 17 µg/l (110 kg/a bei 6,3 Mio. m³ Wasser) statt. Damit wird der OW um mehr als das vierfache überschritten, was äquivalent zu einem schlechten Gewässerzustand ist. Für die Trinkwassergewinnung in der näheren Umgebung stellt dies jedoch keine Gefahr dar. Der Grenzwert für Kupfer nach TrinkwV liegt bei 2.000 µg/l, welcher hier deutlich unterschritten wird. Für die Gewässerfauna kann der Kupfergehalt im Rheder Bach jedoch durchaus als bedenklich eingestuft werden. In weit geringeren Konzentrationen wirkt das Schwermetall toxisch auf Gewässerlebewesen.

Um den Gewässerzustand bezüglich des Kupfers aus dem als „schlecht“ bewerteten Bereich zu führen, wäre es notwendig die Konzentration auf unter 16 µg/l (100 kg/a) zu reduzieren. Dazu müsste die Behandlung der Kläranlage soweit optimiert werden, dass das Abwasser im Ablauf eine Kupfer-Konzentration von unter 33 µg/l (50 kg/a) aufweist. Dies wäre aber nur eine Minimalmaßnahme. Um den Gewässerzustand in einen guten Bereich zu führen, wären höhere Reduzierungen notwendig. Dabei muss beachtet werden, dass das Erreichen des Orientierungswertes von 4 µg/l allein durch Maßnahmen auf der KA unmöglich ist, da die Hintergrundbelastungen im Rheder Bach schon bei 10 µg/l liegen. Die Hintergrundbelastung in der Bocholter Aa oberhalb der Einmündung des Rheder Baches ist dagegen mit 4,6 µg/l (185 kg/a bei 40 Mio. m³ Wasser) deutlich geringer und entspricht näherungsweise dem Orientierungswert. Dies bedingt eine Gewässergüte im mittleren Bereich. Unterhalb der Einmündung des Rheder Baches verschlechtert sich der Wert auf 6,5 µg/l und bleibt damit im mittleren Bereich. An dieser Stelle wird erneut erkennbar, dass der Rheder Bach und die Kläranlage Rhede nur begrenzten Einfluss auf die Wasserqualität in der Bocholter Aa haben.

Weiterhin führt der Textilausrüster (Hauptemittent an Kupfer) momentan verschiedene Maßnahmen zur Vorbehandlung des Abwasserstroms durch. Dadurch soll der Kupfergehalt noch vor Erreichen der Kläranlage Rhede reduziert werden. Dies zeigt sich schon in den Überwachungswerten aus ELWAS im KA-Ablauf. So wurde die Konzentration in den Jahren 2013 und 2014 auf 33 µg/l reduziert.

2.2.3 Analyse zu Arzneimitteln über Diclofenac

Es liegen keine Messwerte zum Eintrag von Arzneimitteln in die Kläranlage Rhede vor. Aufgrund fehlender Messwerte werden diese an dieser Stelle anhand der Messwerte aus dem ELWAS oberhalb und unterhalb der KA Rhede errechnet. Unterhalb der KA liegt der Wert bei 3.300 g/a. Rund 100 g/a werden dabei der KA Vardingholt oberhalb der KA Rhede zugeordnet. Damit sollte der Ablauf der KA Rhede die Hauptquelle für die restlichen 3.200 g/a Diclofenac darstellen. Es werden schätzungsweise 300 g/a innerhalb der Kläranlage abgebaut bzw. mit dem Klärschlamm entsorgt. Dementsprechend ist anzunehmen, dass 3.500 g/a durch den Zulauf die KA erreichen, von denen rund 3.200 g/a in das Gewässer gelangen. Allerdings wird zusätzlich eine Durchführung von Messungen der Medikamentenrückstände im Ablauf der KA empfohlen um weitere/andere Emittenten grundsätzlich ausschließen zu können.

An die KA Rhede-Vardingholt sind lediglich rund 300 Einwohner angeschlossen. Deshalb ist die Hintergrundbelastung durch Diclofenac mit 100 g/a im Rheder Bach gering. Die Diclofenac-Konzentration liegt hier bei 0-0,03 µg/l, was weniger als dem halben OW entspricht (OW Diclofenac: 0,1 µg/l). Folglich zeichnet sich das Gewässer bzgl. Diclofenac durch einen sehr guten Zustand aus.

Der Ablauf der Kläranlage hätte danach eine Diclofenac-Konzentration von 2,1 µg/l. Entsprechend verfünffacht sich die Konzentration im Rheder Bach auf 0,52 µg/l. Dies bedeutet, dass der OW um mehr als das 4-fache überschritten wird, was den Gewässerzustand bezüglich dieses Parameters deutlich negativ beeinflusst. Um den Gewässerzustand bezüglich Diclofenac aus dem als „schlecht“ bewerteten Bereich zu führen, wäre es notwendig die Konzentration auf mindestens unter 0,4 µg/l (2.500 g/a) zu reduzieren. Dazu müsste die Behandlung der Kläranlage dermaßen optimiert werden, dass das Abwasser im Ablauf eine Diclofenac-Konzentration von unter 1,6 µg/l (2.400 g/a) aufweist. Dies wäre allerdings nur eine Minimalmaßnahme. Um den Gewässerzustand in einen „guten“ Bereich zu führen wären zum Erreichen des Orientierungswertes von 0,1 µg/l Reduzierungen auf 500 g/a im Ablauf der KA notwendig.

Die Hintergrundbelastung durch Diclofenac in der Bocholter Aa oberhalb der Einmündung des Rheder Bachs ist laut vorhandener Messwerte aus 2012 mit 0,3 µg/l erhöht. Hier wird der OW um das dreifache überschritten. Dieser Umstand lässt sich durch die relativ hohe Bevölkerungsdichte in diesem Gebiet erklären. So werden z.B. die Abwässer der Kläranlagen Borken, Heiden und Velen eingeleitet. An die KA Borken sind 42.000 Einwohner angeschlossen, bei KA Velen sind es ca. 12.000 Einwohner und bei der KA Heiden 7.500 Einwohner (vgl. Abb. 2). Die Hintergrundbelastung wurde anhand von vorhandenen Messdaten bestimmt. Allerdings war die Datenmenge gering und die Schwankungsbreite sehr hoch. Die einwohnerspezifische Stofffracht liegt gemäß LANUV-Wert (0,49 mg/E/a) vor Einmündung des Rheder Bachs bei knapp 11.000 g/a Diclofenac. Unterhalb der Einmündung des Rheder Bachs steigt die Konzentration nur minimal von 0,28 auf 0,31 µg/l

(entsprechend 14.300 g/a). Anlage 2-4 stellt den Ausgangszustand des Gesamtsystems inklusive des Einflusses der KA Borken (sowie Velen u. Heiden) dar.

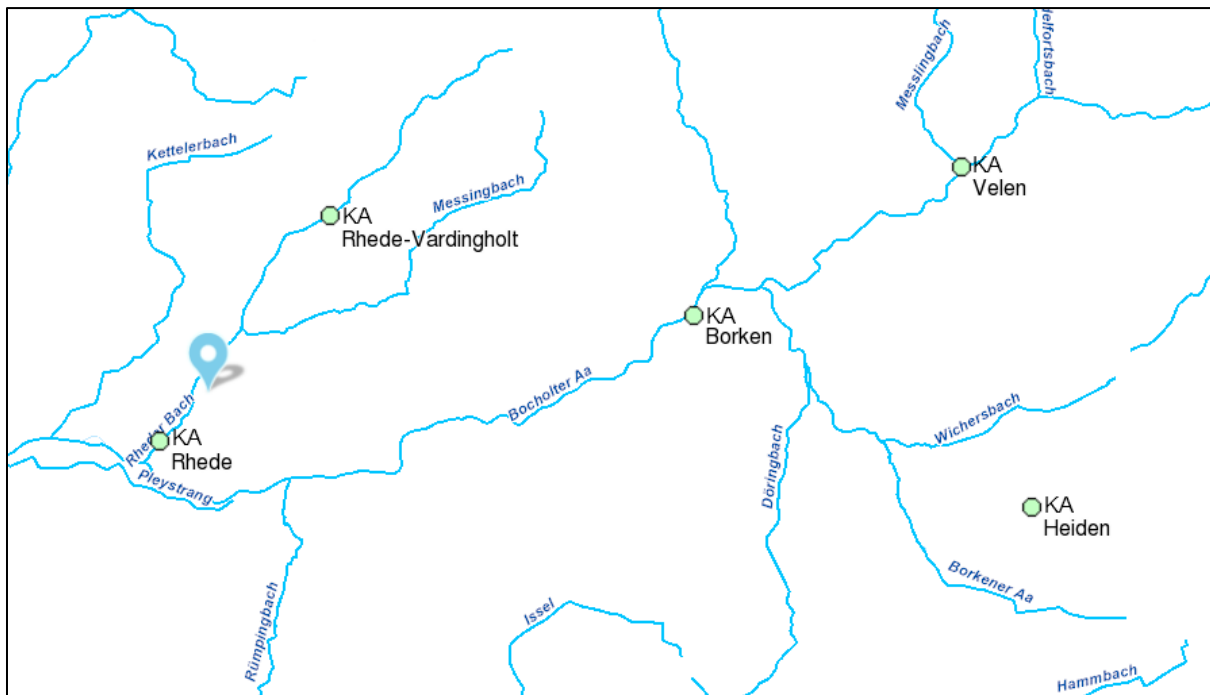


Abb. 2: Übersicht der für den Rheder Bach und die Bocholter Aa relevanten Kläranlagen

Hinsichtlich der Beeinflussung des Trinkwassers stehen Daten der Arzneimittelrückstände im Rohmischwasser und an der GWM 38 der Trinkwassergewinnungsanlage Rhede aus dem Jahre 2013 zur Verfügung (vgl. Anhang 1-5 u. 1-6). Diclofenac und weitere untersuchte Arzneimittel lagen unter der Bestimmungsgrenze und konnten dementsprechend nicht nachgewiesen werden. Nur das Antiepileptikum und Phasenprophylaktikum Carbamazepin und das Röntgenkontrastmittel Iopamidol wurden nachgewiesen: Carbamazepin mit einer Konzentration von 21 ng/l und Iopamidol mit 49 ng/l im Rohmischwasser. In der GWM 38 wurden ein Carbamazepin-Gehalt von 19 ng/l und ein Iopamidol-Gehalt von 54 ng/l gemessen. Laut der LANUV Messkampagne 2012 beträgt die einwohnerspezifische Fracht bei Carbamazepin 0,26 mg/E /d und bei Iopamidol 1,1 mg/E /d. Carbamazepin und Iopamidol ähneln im Stoffstromverhalten also PFT, so dass das für PFT aufgestellte Feinmodell auch auf diese beiden Stoffe angewandt werden kann.

Unter Berücksichtigung der angeschlossenen Einwohner von rund 17.000 ergibt sich für Carbamazepin eine Fracht von rund 1.900 g/a und bei Iopamidol von rund 8.000 g/a. Bei den untersuchten Messstellen (MS) standen an der MS unterhalb der KA Rhede und der MS in der Bocholter Aa oberhalb der Einmündung des Rheder Baches, Daten zu diesen beiden Arzneimitteln zur Verfügung. Carbamazepin wurde unterhalb der KA Rhede mit einer Konzentration von 0,1-0,85 µg/l und Iopamidol mit 0,56-4,6 µg/l nachgewiesen. In der Bocholter Aa (oberhalb der Einmündung des Rheder Baches) lagen die Werte für Carbamazepin bei 0,04-0,18 µg/l und für Iopamidol bei 0,46-3,8 µg/l. Dies zeigt, dass Humanarzneimittel und Röntgenkontrastmittel im untersuchten Gebiet über

den Eintrag in die Gewässer durchaus bis in die Trinkwassergewinnung gelangen, ohne dass Grenzwerte überschritten werden.

2.2.4 Analyse zu den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor

Für die Analyse der Nährstoffströme wurden die beiden Parameter Stickstoff und Gesamtphosphat-Phosphor betrachtet. Die anhand ELWAS ermittelte mittlere Hintergrundbelastung im Rheder Bach im Jahre 2012 liegt bereits bei ungefähr 0,1 mg/l, diese verändert sich nach der Einleitung der KA (Konzentration im Ablauf im Mittel: 0,43 mg/l laut Jahresbericht der KA Rhede) nur sehr geringfügig auf 0,1-0,2 mg/l. In der Bocholter Aa beträgt die Konzentration im Durchschnitt oberhalb und unterhalb der Einleitung des Rheder Bachs 0,1-0,2 mg/l. Dieser Wert unterschreitet zwar den Wert der AGA ($\leq 0,3$ mg/l), überschreitet aber den Grenzwert (UQN von 0,05 mg/l) und teilweise auch den Orientierungswert (0,1-0,15 mg/l).

Bei der Betrachtung der Stoffströme im Gesamtsystem wurde Nitrat anstelle von Gesamtstickstoff gewählt. Diese Entscheidung hängt mit der zur Verfügung stehenden Datengrundlage zusammen. So fehlen an vielen Messstellen Angaben zum Gesamtstickstoff-Gehalt, während die Daten für Nitrat-N zahlreicher und lückenloser sind. Die Hintergrundbelastung mit Nitrat-N im Rheder Bach oberhalb der Kläranlage liegt bei 9 mg/l (32 t/a). Dieser Wert unterschreitet den UQN (UQN Nitrat-N: 11,3 mg/l) und entspricht einem Gewässerzustand im guten Bereich. Die Verhältnisse im Ablauf der KA Rhede sind mit einer Nitrat-Konzentration von lediglich 4 mg/l (6 t/a) deutlich günstiger. Dementsprechend kann in diesem Zusammenhang von einem positiven Einfluss der KA auf den Gewässerzustand des Rheder Bachs ausgegangen werden. Die zur Verfügung stehenden Messwerte bestätigen dies. So verringert sich die Nitrat-Konzentration unterhalb der KA Rhede auf 7 mg/l, was den Wert der AGA unterschreitet und für einen verhältnismäßig guten Gewässerzustand spricht. Die Nitrat-Konzentration in der Bocholter Aa liegt unterhalb wie oberhalb der Einmündung des Rheder Baches bei 6 mg/l und folglich ebenfalls unterhalb des Wertes der Allgemeinen Güteanforderungen, was auf einen günstigen Zustand bezüglich dieses Parameters schließen lässt.

2.2.5 Analyse zu organischen Inhaltsstoffen über den TOC

Der TOC-Gehalt (Gehalt des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs) dient als Maß für die organische Verunreinigung einer Wasserprobe. Das Verhältnis von CSB zu TOC liegt bei rund 3:1. Laut der UQN für die Gewässertypen 14 (Rheder Bach= sandgeprägte Tieflandbäche) und 15 (Bocholter Aa = sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse) sollte die TOC-Konzentration 5 mg/l nicht überschreiten. Saubere Quellwässer weisen in der Regel einen TOC-Gehalt von 1-2 mg/l auf. Gewässer mit einem TOC-Gehalt von größer als 10 mg/l werden als verschmutzt angesehen. Die Hintergrundbelastung des Rheder Baches liegt oberhalb der Kläranlage mit durchschnittlich 11 mg/l (53 t/a) bereits deutlich über der UQN.

Die Kläranlage leitet jährlich 24 Tonnen TOC ein, was einer Konzentration von 16 mg/l im Ablauf der Kläranlage entspricht. Der TOC-Gehalt im Rheder Bach unterhalb der Kläranlage wird dadurch nur unwesentlich auf 12 mg/l (77 t/a) erhöht. Dementsprechend kann angenommen werden, dass der

Ablauf der Kläranlage kaum Einfluss auf die TOC-Belastung des Rheder Baches hat. Grundsätzlich kann der Rheder Bach bzgl. TOC (sowie Nitrat und Phosphat) allein durch seine Hintergrundbelastung als belastet angesehen werden. Die Bocholter Aa weist oberhalb der Einmündung des Rheder Baches einen TOC-Gehalt von durchschnittlich 8 mg/l und unterhalb der Einmündung von 9 mg/l auf. Hier wird der OW ebenfalls überschritten, jedoch in einem geringfügigeren Ausmaß als beim Rheder Bach. Nichtsdestotrotz muss auch die Bocholter Aa als durch TOC belastetes Gewässer angesehen werden.

2.2.6 Zusammenfassung der Stoffströme

Die Abbildung in Anlage 2-1 zeigt die Frachten der jährlichen TOC-, Nitrat-N-, PFT-, Kupfer- und Diclofenac-Ströme im Gesamtsystem. Dort wird eine für den Rheder Bach sehr relevante, für die Bocholter Aa aber wenig relevante Belastung bzgl. PFT, Diclofenac/Arzneimitteln und Kupfer durch die Kläranlage Rhede deutlich. Beim Nitrat-Stickstoff wirkt sich die Einleitung des Abwassers aus der KA sogar günstig auf den Zustand des Rheder Bachs aus. Bei Nitrat, Kupfer und TOC liegen im Rheder Bach hohe Hintergrundbelastungen ohne den Einfluss der KA Rhede vor. Zur Entlastung des vorbelasteten Rheder Bachs und zur Verminderung der Mikroschadstoffkreisläufe über die Trinkwassergewinnung ist generell eine Überleitung zur Aa von Vorteil.

Die Gewässerqualität der Bocholter Aa im derzeitigen Zustand wird durch die Einmündung des belasteten Rheder Bachs insgesamt nicht signifikant beeinflusst. Die nachfolgende Tabelle zeigt die zum Erreichen eines guten Gewässerzustands erforderliche Frachtreduktion in der Bocholter Aa. Dabei wird bzgl. PFT und Kupfer der gegenüber dem Bezugsjahr 2012 verbesserte Zustand zugrunde gelegt, in dem die PFT- und Kupfer-Frachten durch eine verbesserte innerbetriebliche Vorbehandlung bereits reduziert sind (vgl. Kap. 3.1.4).

Eine Verbesserung des derzeitigen Zustandes der Bocholter Aa ist deshalb durch eine Verbesserung der Reinigungsleistung der Kläranlage Rhede allein nicht zu erreichen. Zur Verbesserung der Qualität der Bocholter Aa sind in jedem Fall Maßnahmen oberhalb der Einmündung des Rheder Bachs erforderlich.

Frachten in der Bocholter Aa im Ausgangszustand 2012/2014

| Substanz | Einheit | Ausgangszustand | UQN/OW | erforderliche Reduktion | Ablauf der KA Rhede | Ablauf der KA Rhede / erf. Reduktion |
|------------|---------|-----------------|---------|-------------------------|---------------------|--------------------------------------|
| TOC | kg/a | 413.000 | 232.000 | 181.000 | 24.000 | 13 % |
| Nitrat | kg/a | 283.000 | 523.000 | 0 | 6.000 | - |
| Phosphor | kg/a | 7.000 | 2.300 | 4.700 | 700 | 15 % |
| Kupfer | kg/a | 295 | 185 | 110 | 60 | 55 % |
| Diclofenac | kg/a | 8,30 | 4,63 | 3,67 | 3,2 | 87 % |
| PFT | kg/a | 0,65 | 4,63 | 0 | 0,4 | - |

An dieser Stelle muss nochmals deutlich gemacht werden, dass aufgrund der hohen Hintergrundbelastung des Rheder Bachs hinsichtlich des TOC- und Kupfer-Gehaltes selbst eine 100-Prozentige Reduktion in der Kläranlage Rhede nicht zum Einhalten der Orientierungswerte führen würde, da die erforderliche Reduktion höher als die aktuellen Frachten im Ablauf der KA ist. Bezüglich der Qualitäten des Rheder Bachs und des Trinkwassers hat eine Überleitung des Kläranlagenablaufs zur Bocholter Aa in jedem Fall signifikante Auswirkungen. Aus diesem Grund liegt eine Überleitung des Kläranlagenablaufs zur Bocholter Aa zur Entlastung des Rheder Bachs nahe.

2.3 Optimierungsansätze des Gesamtsystems

2.3.1 Immission in die Bocholter Aa statt in den Rheder Bach

Durch den Bau einer Überleitung zur Immission des Kläranlagenablaufs in die Bocholter Aa entfällt die Immission in den Rheder Bach vollständig. Auch die Immissionen in das Grundwasser und die potenzielle Beeinflussung der Trinkwassergewinnung werden reduziert, da der Kläranlagenablauf nicht mehr aus dem Rheder Bach exfiltriert und nur noch eine Exfiltration nach Verdünnung aus der Bocholter Aa stattfindet. Für die Mikroschadstoffe kann hieraus eine spürbare Reduktion bezogen auf den Ausgangszustand resultieren (vgl. Anlage 3-1 und 3-2).

Baulich ist die Überleitung aufgrund der verfügbaren Höhendifferenz zwischen Nachklärung und Vorflut allein durch Bau einer Leitung realisierbar. Ein Pumpwerk ist nicht erforderlich, solange nicht auch eine Filtration im Ablauf der KA Rhede vorgesehen werden soll.

Für die Stadt Rhede stellt die Immission in die Bocholter Aa aufgrund des geringen betrieblichen Aufwands sowie geringer Baukosten mit sehr langer Abschreibungsfrist eine äußerst wirtschaftliche Lösung dar.

Aufgrund der Vorbehandlung ist mit einer deutlichen Reduktion der Konzentrationen verschiedener Parameter zu rechnen. Wie im Erlaubnisbescheid des Indirekteinleiters vorgegeben wird an dieser Stelle die Einhaltung der Mindestanforderungen angenommen.

2.3.2 Vermeidung von Immissionen in den Rheder Bach

Seitens der Stadt Rhede erfolgen Immissionen in den Rheder Bach bzw. seine Zuflüsse durch Regenwassereinleitungen und die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Vardingholt (rund 300 EW und mit einer Abwassermenge von rund 23.000 m³/a). Gemäß der Stoffstrombetrachtungen stellen sich die Konzentrationen und Frachten im Rheder Bach oberhalb der KA Vardingholt in den Jahren 2005-2007 (keine Daten aus 2012 o.ä. vorhanden) [Messstelle: 806286] wie folgt dar:

| Rheder Bach oberhalb KA Vardingholt (Wassermenge rund 2,2 Mio m³/a) | | |
|---|-----------------------------------|------------------------|
| Parameter | Konzentration - Mittelwert | Fracht pro Jahr |
| TOC | 12 mg/l | 30.000 kg/a |
| Stickstoff gesamt | 11 mg/l | 24.200 kg/a |
| Phosphor gesamt | 0,1 mg/l | 220 kg/a |
| Kupfer | n.b. | n.b. |
| Diclofenac (geschätzt) | 0 | 0 |
| PFT | n.b. | n.b. |

Die Konzentrationen und Frachten im Rheder Bach unterhalb der KA Vardingholt im Jahre 2012 [Messstelle: 806274]:

| Rheder Bach unterhalb KA Vardingholt (Wassermenge rund 2,5 Mio m³/a) | | |
|--|-----------------------------------|------------------------|
| Parameter | Konzentration - Mittelwert | Fracht pro Jahr |
| TOC | 14 mg/l | 35.000 kg/a |
| Stickstoff gesamt | 10 mg/l | 25.000 kg/a |
| Phosphor gesamt | 0,13 mg/l | 325 kg/a |
| Kupfer | 7 µg/l | 18 kg/a |
| Diclofenac (geschätzt) | 0,03 µg/l | 0,100 kg/a |
| PFT | n.b. | n.b. |

Der Anteil der Einträge adurch den Kläranlagenablauf der KA Vardingholt (ermittelt anhand von Überwachungswerten aus ELWAS im Jahre 2012) wird in der nachfolgenden Tabelle dargestellt:

| Ablauf der KA Vardingholt (Wassermenge rund 23.000 m³/a) | | |
|--|-----------------------------------|------------------------|
| Parameter | Konzentration - Mittelwert | Fracht pro Jahr |
| TOC | 12 mg/l | 276 kg/a |
| Stickstoff gesamt | 7 mg/l | 161 kg/a |
| Phosphor gesamt | 1 mg/l | 23 kg/a |
| Kupfer | 14 µg/l | 0,322 kg/a |
| Diclofenac (geschätzt) | 0,03 µg/l | 0,100 kg/a |
| PFT | n.b. | n.b. |

Der Vergleich beider Tabellen zeigt sehr deutlich, dass der Ablauf der KA Vardingholt mehr oder weniger irrelevant für die Stoffkonzentrationen im Rheder Bach ist. Dies hängt hauptsächlich mit der geringen Abwassermenge von rund 23.000 m³/a zusammen. Der einzige für den Rheder Bach relevante Parameter ist Diclofenac. Dieser wird wahrscheinlich zu 100 Prozent durch die KA eingetragen, jedoch ist der Einfluss durch die geringe angeschlossene Einwohnerzahl und dementsprechend sehr geringe Menge an Diclofenac unwesentlich. Weiterhin sollte beachtet werden, dass vereinzelt Grenzwerte bei der Phosphor-Einleitung ins Gewässer überschritten werden. So lagen laut der Überwachungswerte im ELWAS die Konzentrationen am 26.04.2013 und 03.09.2013 mit rund 3 mg/l über dem Einleitungs-Grenzwert von 2 mg/l.

An dieser Stelle werden die recht hohen Konzentrationen bzw. Frachten an TOC, Stickstoff, Phosphor und Kupfer im Rheder Bach ohne Einfluss der KA Vardingholt deutlich. Es wird angenommen, dass Regenwassereinleitungen bzgl. TOC und insbesondere der Schwermetalle relevant sind. Zur Klärung der weiteren Ursachen bzw. Emittenten der erhöhten Parameter sind weitere Studien notwendig.

Die Einleiterlaubnis der Kläranlage Vardingholt läuft bereits 2017 aus. Ob die Einleiterlaubnis mit den heutigen Parametern verlängert wird ist unklar. Bei Änderung der Parameter und bedingt durch das Alter der Kläranlage wird deshalb vsl. die Erweiterung oder Erneuerung der Kläranlage erforderlich. Alternativ ist der Bau einer Überleitung von Vardingholt zur Überleitung des Schmutzwassers bis zur Schmutzwasserkanalisation im Stadtgebiet Rhede denkbar. Hierzu ist ein entsprechendes Pumpwerk und eine rund 3 km lange Überleitung erforderlich.

Die Investitionskosten für die Überleitung sind, je nach Einleitparametern für die Kläranlage Vardingholt, teurer als die Kosten für die Investitionskosten zur Erneuerung der Kläranlage. Andererseits ist bei der Überleitung von deutlich geringeren Betriebskosten als für die Kläranlage auszugehen. Auf der Kläranlage Rhede werden sich die Betriebskosten dagegen durch die geringfügige Erhöhung der Anschlussgröße und der Abwassermenge nur minimal verändern, nicht zuletzt auch, da der Schlamm der Kläranlage Vardingholt bereits auf der Kläranlage Rhede mitbehandelt wird.

3 STUDIE DER ABWASSERREINIGUNG UND -EMISSION

3.1 Ausgangszustand der Kläranlage

3.1.1 Verfahrensbeschreibung

3.1.1.1 Abwasserbehandlung

Die Kläranlage Rhede ist gemäß der letzten Erweiterung der Kläranlage auf rund 43.000 EW bemessen. Sie verfügt im Abwasserbereich über ein Einlaufpumpwerk, einen Sandfang und eine Rechenanlage sowie eine zweistufige Biologie. In die 1. Stufe werden derzeit rund 65% des kommunalen Abwassers sowie 100 % des Abwassers des Textilausrüsters eingeleitet. Der Ablauf der 1. Stufe sowie die verbleibenden rund 35 % des kommunalen Abwassers werden der 2. Stufe zugeführt.

Die 1. Stufe besteht aus zwei kreiselbelüfteten, in Reihe geschalteten Belebungsbecken (Biochemie) und einem Zwischenklärbecken. Die 2. Stufe setzt sich aus einem walzenbelüfteten und einem druckbelüfteten Umlaufgraben zusammen. Dem druckbelüfteten Umlaufgraben ist eine unbelüftete Umwälzzone vorgeschaltet.

Die drei vorgenannten Belebungsbecken besitzen folgende Volumina und werden nach Auswertung der Betriebstagebücher mit folgenden Feststoffgehalten gefahren:

1.300 m³ mit 7,5 gTS/l in den kreiselbelüfteten Belebungsbecken der 1. Stufe (Biochemie)

6.800 m³ mit 4,0 gTS/l im walzenbelüfteten Umlaufgraben der 2. Stufe (BB1)

3.400 m³ mit 3,5 gTS/l im druckbelüfteten Umlaufgraben der 2. Stufe (BB2)

In der Summe ergeben sich 11.500 m³ Belebungsbeckenvolumen und eine sehr niedrige Schlammbelastung von gemittelt nur etwa 0,03 kg BSB₅/kg TS/d. Schließt man die Zwischen- und Nachklärbecken ein, ergibt sich ein Gesamtvolumen von rund 18.000 m³ in der Abwasserreinigung, was dem vierfachen täglichen Trockenwetterzulauf entspricht.

3.1.1.2 Schlammbehandlung

Die Schlammbehandlung der KA Rhede ist relativ konventionell: ein Voreindicker für den Schlamm aus der 1. Stufe, zwei Siebtrommeln zur Eindickung des Überschussschlamms aus der 2. Stufe, ein Faulbehälter, 2 Nacheindicker und eine Kammerfilterpresse.

Durch Absenz einer Vorklärung und das hohe Schlammalter resultiert eine sehr geringe Schlammproduktion. Nach der Vorentwässerung des Schlamms aus der zweiten Stufe in den Siebtrommeln sowie des Schlamms aus der ersten Stufe in der Voreindickung erreichen täglich nur

etwa 33 m³ Schlamm bzw. 1.400 kg Feststoff den Faulbehälter. Der Voreindicker dient hierbei nur als Vorlage, da trotz der mehr als ausreichenden Dimensionierung (213 m³ Volumen bzw. 12 d Aufenthaltszeit) keine Eindickung des Schlammes mehr erzielt wird.

Die gesamte Schlammbehandlung ist im Zusammenhang mit der relativ geringen Schlammproduktion mehr als ausreichend bemessen. Die Aufenthaltszeit im 1.100 m³ großen Faulbehälter liegt zwischen 30 und 40 d. Obwohl der Schlamm eigentlich schon stabilisiert die Belebung verlässt, können so noch rund 30 % des im Schlamm enthaltenen Kohlenstoffs in Klärgas umgewandelt werden.

3.1.1.3 Betrachtung der hydraulischen Verhältnisse

Als Besonderheit der KA Rhede ist neben der zweistufigen Belebung die Hochlage der Kläranlage zu nennen. Im Zulaufpumpwerk wird der Abwasserzustrom FU-geregelt rund 10 m, d.h. bis etwa 6 m über die GOK angehoben. Die zweistufige Anlage wird mit einem Höhenverlust von rund 4 m betrieben. Der Wasserspiegel der Nachklärung liegt mit 31,00 bzw. 31,30 m NHN noch 3,70 bis 4,00 m über dem HHW im Rheder Bach, das mit 28,30 m NHN angegeben wird.

Die vorgenannten Wasserspiegellagen erlaubten den Bau der Kläranlage über dem Gelände und Grundwasserspiegel und reduzierten die Baukosten. Einer hohen Baukosteneinsparung steht jetzt ein etwas erhöhter Energiebedarf am Zulaufpumpwerk entgegen. Der dort bei der Förderhöhe und einem Einsatz von Schneckenpumpen erforderliche bauliche Aufwand wurde durch den Einsatz von Kreiselpumpen in einem kleineren Bauwerk erheblich reduziert. Als nachteilig wird aber der betriebliche Aufwand angesehen, der durch die verstopfungsanfälligeren Kreiselpumpen entsteht.

3.1.2 Stoffströme an der Kläranlage

Zur Beurteilung der Funktion und der Effizienz einer Kläranlage und zur Plausibilisierung der Messergebnisse der Kläranlage und der Indirekteinleiter ist im Fall der Kläranlage Rhede eine Betrachtung der Stoffströme erforderlich. Die nachfolgende Betrachtung der Stoffströme erfolgt im Rahmen dieser Studie auf Basis der Jahresdaten 2012. Diese weichen insgesamt nur wenig von den Daten der Vorjahre ab, wobei sich bei der Betrachtung der Ganglinien seit 2008 eine deutlicher schwankende und leicht ansteigende Nährstoffbefruchtung der Anlage abzeichnet, die einer seit 2006 deutlich abnehmenden PFT-Fracht entgegensteht.

3.1.2.1 Eintrag in die Kläranlage

Die Kläranlage Rhede reinigt das Abwasser der gut 20.000 Einwohner der Stadt. Das häusliche Abwasser sorgt im üblichen Rahmen für die Beschickung der KA Rhede. Gerundete Eckdaten des kommunalen Zuflusses sind:

Einwohner inkl. Fremd- und Regenwasser:

| | |
|-------------------------------------|-------------------------|
| Abwassermenge (tägl.) | 3.620 m ³ /d |
| CSB-Fracht (tägl.) | 2.200 kg /d |
| N _{ges} -Fracht (tägl.) | 425 kg /d |
| P _{ges} -Fracht (tägl.) | 37 kg /d |
| PFT (Summe10PFT, jährl., geschätzt) | 50 g /a |
| Schwermetalle (Cu, jährl.) | 25 kg /a |
| Diclofenac (jähr.) | 3.500 g /a |

Hinzu kommen die Abwässer zweier PFT-emittierender Betriebe (Textilausrüster, Filmrecycler), der Überschussschlamm aus der KA Vardingholt und die Fäkalienannahme.

Das Abwasser des Filmrecyclers fließt zusammen mit dem häuslichen Abwasser über die städtische Kanalisation dem Zulaufpumpwerk der KA Rhede zu, das Abwasser des Textilausrüsters wird aus einer Puffer- und Vorbehandlungsanlage direkt in die 1. Stufe der KA Rhede gepumpt. Auf Basis der Sonderbetrachtung zum PFT-Eintrag (vgl. Kap. 2.2.1) werden im Rahmen der Stoffstrombetrachtung in der Kläranlage nachfolgende Eckdaten für die Indirekteinleiter angesetzt:

Textilausrüster:

| | |
|-------------------------------------|-----------------------|
| Abwassermenge (tägl.) | 380 m ³ /d |
| CSB-Fracht (tägl.) | 400 kg /d |
| N _{ges} -Fracht (tägl.) | 20 kg /d |
| P _{ges} -Fracht (tägl.) | 3 kg /d |
| PFT (Summe10PFT, jährl., geschätzt) | 600 g /a |
| Schwermetalle (Cu, jährl.) | 120 kg /a |
| Diclofenac (jähr.) | 0 g /a |

Summe:

| | |
|-------------------------------------|-------------------------|
| Abwassermenge (tägl.) | 4.060 m ³ /d |
| CSB-Fracht (tägl.) | 2.650 kg /d |
| N _{ges} -Fracht (tägl.) | 465 kg /d |
| P _{ges} -Fracht (tägl.) | 43 kg /d |
| PFT (Summe10PFT, jährl., geschätzt) | 950 g /a |
| Schwermetalle (Cu, jährl.) | 170 kg /a |
| Diclofenac (jähr.) | 3.500 g /a |

In der Summe ist somit von einer Anlagenbelastung durch rund 31.000 EW bzgl. CSB, BSB und Pges auszugehen. Diese unterliegt starken saisonalen Schwankungen (vgl. Anhang 3-1 bis 3-7). Die Frachten aus der Überschussschlamm- und Fäkalienannahme von externen Anlagen sind nach den vorliegenden Daten gering und hier nicht weiter relevant.

3.1.2.2 Austrag aus der Kläranlage

Die KA Rhede emittiert über den Ablauf in den Rheder Bach sowie direkt und indirekt über die Klärschlammverbrennung in die Luft. Rechen- und Sandfanggut sind im Rahmen dieser Studie vernachlässigbar. Die Emission in die Luft wird nicht gemessen. Auch die TOC-Fracht im Anlagenzulauf wird, wie allgemein üblich und R.d.T., aber bzgl. einer konsistenten Bilanzierung, durchgängigen Anlagenbilanzierung und Evaluation nachteilig, auf der KA Rhede nicht gemessen. Im Rahmen der Studie wird von einem CSB/TOC-Verhältnis von 3:1, d.h. rund $2.700/3 = 900 \text{ kg/a}$ ausgegangen. (Alle nicht messtechnisch erfassten, sondern berechneten oder geschätzten Daten sind nachfolgend grau dargestellt.) Die Einleitung in den Rheder Bach wird im Rahmen der Selbstüberwachung recht genau erfasst (vgl. Anhang 4-3).

Ablauf zum Rheder Bach:

| | |
|-----------------------------------|-------------------------|
| Abwassermenge (jähr.) | 4.150 m ³ /d |
| CSB-Fracht (jähr.) | 200 kg /d |
| TOC-Fracht (jähr.) | 65 kg /d |
| N _{ges} -Fracht (jähr.) | 25 kg /d |
| P _{ges} -Fracht (jähr.) | 2 kg /d |
| PFT (Summe10PFT,jähr., geschätzt) | 800 g /a |
| Schwermetalle (Cu, jähr.) | 65 kg /a |
| Diclofenac (jähr.) | 3.200 g/a |

3.1.2.3 Stoffströme in der Kläranlage

Die Betrachtung der Stoffströme innerhalb der Kläranlage erlaubt die Studie des Zusammenspiels der Anlagenteile bzgl. Wirkungsgraden und Kreisläufen sowie eine Bewertung der Funktion und Dimensionierung einzelner Anlagenteile.

Innerhalb der Kläranlage werden gemäß Betriebstagebuch neun anlageninterne Durchflüsse bzw. Stoffströme erfasst (vgl. Plan 1): Zulauf aus der Stadt (1) sowie aus der Vorbehandlung des Textilausrüsters (2), Ablauf in den Rheder Bach (3), Rücklaufschlamm in der zweiten Stufe (4), Überschussschlammabzug aus der zweiten Stufe (5), Schlammabzug aus den Siebtrommeln (6) sowie dem Voreindicker (7), die Beschickung der Kammerfilterpressen (8) und der Gasanfall (9). Es werden

neben einer Mengenmessung meist TS-Gehalte sowie teils auch die Nährstoffkonzentrationen gemessen.

Darüber hinaus werden Betriebswasser- und Betriebsmittelverbräuche erfasst (vgl. Anhang 4-3): Kalk- bzw. Kreidezugabe in die erste Stufe (1), Fällmittelzugabe in die erste (2) und zweite Stufe (3), Polymerverbrauch in der Überschuss- (4) und Faulschlammwässerung (5). Diese Verbräuche beeinflussen die Stoffströme indirekt über die Beeinflussung der Wirkungsgrade der Anlagenteile.

Die Stoffströme der Nährstoffe (C, N, P) und Mikroschadstoffe (Cu und PFT) innerhalb der mehrstufigen Anlage wurden aus den Betriebstagebüchern abgeleitet und sind im Wesentlichen geklärt. Analysen zu sonstigen Mikroschadstoffen (Arzneimittel, Kontrastmittel) liegen nicht vor, so dass diese abgeschätzt werden. Die erfassten Stoffströme sind in der Summe des Jahres 2012 in der Anlage 4-1 dargestellt, wobei errechnete und geschätzte Daten wieder grau dargestellt sind.

Die TOC-Einträge in der Kläranlage kommen aus dem kommunalen Abwasser und aus dem Abwasser des Textilausrüsters und Filmrecyclers. Etwa 35 kg/d durch den Filmrecycler, 755 kg/d durch kommunales Abwasser und 135 kg/d durch den Textilausrüster werden in den Zulauf der KA Rhede geleitet. Dies ergibt eine Gesamtmenge von 925 kg/d. Innerhalb der Anlage werden etwa 675 kg/d in die Luft emittiert, etwa 185 kg/d durch den Klärschlamm entsorgt und die restlichen 65 kg/d gelangen durch den Ablauf in den Rheder Bach.

Die Gesamtstickstoff-Immissionen in die Kläranlage kommen aus dem kommunalen Abwasser und aus dem Abwasser des Textilausrüsters und Filmrecyclers. 20 kg/d durch den Filmrecycler, 425 kg/d durch kommunales Abwasser und 20 kg/d durch den Textilausrüster werden in den Zulauf der KA Rhede geleitet. Dies ergibt eine Gesamtmenge von 465 kg/d. Innerhalb der Anlage werden 425 kg/d in die Luft emittiert, 15 kg/d durch den Klärschlamm entsorgt und die restlichen 25 kg/d gelangen durch den Ablauf in den Rheder Bach (vgl. Anlage S. 4-1).

3.1.3 Bewertung der Verfahrenstechnik

Die Kläranlage ist grundsätzlich ausreichend bemessen und per Bemessung auf einen Anschluss von 43.000 EGW ausgelegt. Die derzeitige Unterlastung der Anlage ergibt sich u.a. aus den intensivierten innerbetrieblichen Maßnahmen der Indirekteinleiter.

Die Anlage erfüllt die aktuell geltenden Reinigungsanforderungen. Insgesamt ist von folgenden Konzentrationen im Kläranlagenablauf auszugehen:

| | <i>KA-Ablauf</i> |
|---|-------------------------|
| Abwassermenge (tägl.) | 4.100 m ³ /d |
| CSB-Konzentration (Mittel, Max) | 47-70 mg /l |
| BSB ₅ -Konzentration (Mittel, Max) | 4-7 mg /l |
| NH ₄ -N-Konzentration | 2-4 mg /l |

| | |
|---------------------------------|---------------|
| N _{ges} -Konzentration | 7-10 mg /l |
| P _{ges} -Konzentration | 0,6-1 mg /l |
| Schwermetalle (Cu) | 60-100 µg /l |
| PFT (Summe10PFT) | 1,0-2,0 µg /l |
| PFT (Summe2PFT) | 0,3-0,6 µg /l |

Durch die Zweistufigkeit und die ausreichende Dimensionierung der Anlage resultieren trotz teils problematischer industrieller Einleitungen und einem deutlich erhöhten Stickstoffanteil sehr gute und relativ stabile Reinigungsleistungen der Anlage hinsichtlich der Nährstoffe. Bzgl. des Mikroschadstoffeintrags durch die Indirekteinleiter findet derzeit aber nur eine Pufferung und Verdünnung statt.. Darüber hinaus erfolgt keine nennenswerte Elimination der Mikroschadstoffe wie Arzneimittel etc. aus dem kommunalen Abwasseranteil.

Durch die starke Reduktion der aus der Textilausrüstung stammenden CSB-Frachten stellt die Kläranlage inzwischen keine AB-Anlage mehr dar. Die starke Frachtreduktion aus dem industriellen Bereich wird derzeit durch eine Zuführung kommunalen Abwassers in die erste Stufe kompensiert, die wiederum eine Belastungsreduktion der zweiten Stufe zur Folge hat. Beide Stufen sind mit 0,096 und 0,024 kg BSB/kg TS/d schwach belastet, die Anlage ist somit insgesamt als schwach belastete BB-Anlage mit mäßigen CSB-, BSB- und N_{ges}-Eliminationsraten von 35 %, 45 % bzw. 15 % in der ersten Stufe zu bezeichnen.

Diese Verfahrenstechnik hat eine sehr geringe Schlammproduktion zur Folge, bei der aber von einem relativ hohen Sauerstoff- und Energieverbrauch auszugehen ist. Durch die bereits optimierten Druckbelüfter sowie einen hohen Denitrifikationsgrad fällt der Sauerstoff- und Energieverbrauch zumindest in der 2. Stufe noch vergleichsweise niedrig aus, auch wenn er insgesamt als hoch zu bezeichnen ist.

Die Verfahrenstechnik ist als grundsätzlich geeignet zur Einhaltung der aktuellen Grenzwerte zu bezeichnen. Im Zusammenhang mit der geringen Auslastung und zur Optimierung von Reinigungsleistung, Energiebilanzierung und Immission in die Gewässer sind jedoch alternative Techniken denkbar. Bei Betrachtung der Gewässerimmission sind in jedem Fall Veränderungen erforderlich, da der Ablauf der KA in den Rheder Bach eine erkennbare Beeinträchtigung der Gewässerqualität im Rheder Bach durch Mikroschadstoffe zur Folge hat.

3.1.4 Stoffströme im verbesserten Zustand

Eine Verbesserung der Vorbehandlung des Abwassers konnte durch die Indirekteinleiter zwischenzeitlich erzielt werden. Bei allen weiteren Betrachtungen zur Optimierung der Reinigungsleistung der Kläranlage sollte also nicht vom für das Jahr 2012 erfassten Zustand des Eintrags in die Kläranlage ausgegangen, sondern ein zukünftig wahrscheinliches Szenario als

Ausgangsbasis angenommen werden, bei dem die Cu- und PFT-Frachten durch die betriebliche Vorbehandlung reduziert sind. Dieses könnte wie folgt aussehen (vgl. Anlage S. 4-2):

Einwohner inkl. Fremd- und Regenwasser (wie bisher):

| | |
|-------------------------------------|-------------------------|
| Abwassermenge (tägl.) | 3.620 m ³ /d |
| CSB-Fracht (tägl.) | 2.200 kg /d |
| N _{ges} -Fracht (tägl.) | 425 kg /d |
| P _{ges} -Fracht (tägl.) | 37 kg /d |
| PFT (Summe10PFT, jährl., geschätzt) | 50 g /a |
| Schwermetalle (Cu, jährl.) | 25 kg /a |
| Diclofenac (jähr.) | 3.500 g /a |

Textilaustrüster:

| | |
|----------------------------------|-----------------------|
| Abwassermenge (tägl.) | 380 m ³ /d |
| CSB-Fracht (tägl.) | 400 kg /d |
| N _{ges} -Fracht (tägl.) | 20 kg /d |
| P _{ges} -Fracht (tägl.) | 3 kg /d |
| PFT (Summe10PFT, jährl. max.) | 300 g /a |
| Schwermetalle (Cu, jährl. max.) | 100 kg /a |
| Diclofenac (jähr.) | 0 g /a |

Summe / Verbesserter Zustand:

| | |
|----------------------------------|-------------------------|
| Abwassermenge (tägl.) | 4.060 m ³ /d |
| CSB-Fracht (tägl.) | 2.650 kg /d |
| N _{ges} -Fracht (tägl.) | 465 kg /d |
| P _{ges} -Fracht (tägl.) | 43 kg /d |
| PFT (Summe10PFT, jährl. max.) | 500 g /a |
| Schwermetalle (Cu, jährl. max.) | 145 kg /a |
| Diclofenac (jähr.) | 3.500 g /a |

Die entsprechenden Veränderungen der Stofffrachten im Gesamtsystem sind in Anlage 2-2 dargestellt.

3.2 Optimierungsansätze für die Reinigungsleistung

Wie schon in Kapitel 2.3 beschrieben, existieren folgende grundlegende Ansätze zur Verbesserung des Gesamtsystems:

- Optimierung der Ausgangssituation durch Verbesserung der Vorbehandlung der Indirekteinleiter und Reduzierung der Emissionen an den Quellen (Verbesserter Zustand)
- Optimierung der Reinigungsleistung der Kläranlage durch Veränderung/Ergänzung der Verfahrenstechnik und Reduzierung der Emission aus der Abwasserentsorgung
- Optimierung der Immission durch Überleitung in die Aa statt Einleitung in den Rheder Bach

Dieses Kapitel widmet sich dem zweiten o.g. Punkt, der Optimierung der Reinigungsleistung der Kläranlage durch Veränderung und Ergänzung der Verfahrenstechnik. Aufgrund der separaten Zuleitung des Textilausrüsters existieren hier wiederum folgende Unteransätze:

- Separate (Vor-)Behandlung der Textilabwässer in einer Teilstrombehandlung
- Verbesserung der Hauptstrombehandlung

Eine alleinige Behandlung des Schlammwassers stellt dagegen keine zielführende Lösung dar. Dies zeigten konkrete Betriebserfahrungen mit einer entsprechenden Teilstrombehandlung. Ursächlich hierfür dürfte sein, dass verfahrensbedingt aktuell keine nennenswerte Adsorption von PFT oder Schwermetallen an den Klärschlamm stattfindet. Eine Teilstrombehandlung des Schlammwassers kann also nur bei einer gesteigerten Adsorption an den Klärschlamm Sinn ergeben und sollte sich dann auch auf den tatsächlich rückbelasteten Teil des Schlammwassers beschränken.

3.2.1 Optimierung der Reinigungsleistung durch Teilstrombehandlung

Die KA Rhede sieht baulich die Möglichkeit einer Teilstrombehandlung des Abwassers des Textilausrüsters vor: Das Abwasser des Textilausrüsters wird aus der Vorbehandlungsanlage vor der Kläranlage bereits jetzt an Zulaufpumpwerk, Rechen und Sandfang vorbei direkt in die sogenannte Biochemie eingeleitet. Das kommunale Abwasser dagegen kann vollständig an der Biochemie vorbeigeleitet werden. Für die derzeitigen Zulaufmengen und Frachten stehen in der 2. Stufe ausreichende Behandlungsvolumina zur Verfügung. So ist grundsätzlich eine separate Behandlung dieser beiden Zuläufe möglich.

Das Abwasser des Textilausrüsters ist durch erhöhte Konzentrationen an CSB, AOX, Kupfer, Chrom, PFT sowie seine Färbung gekennzeichnet, wobei alle Konzentrationen im letzten Jahrzehnt deutlich abnahmen. Während CSB und ggf. auch AOX unter geeigneten Bedingungen biologisch abbaubar sind, muss die Elimination von Schwermetallen/Farbstoffen und PFT bei den vorliegenden Konzentrationen durch Adsorption oder Fällung erfolgen.

Eine Fällung der Schwermetalle stellt konzentrations- und bindungsbedingt und aufgrund des Schlammanfalls kein angemessenes Verfahren dar und wird hier nicht weiter betrachtet. Auch würde PFT nicht erfasst. Ebenso ungeeignet für die Elimination von PFT und Schwermetallen ist die Ozonung, die hier als Teilstromverfahren nicht weiter betrachtet wird. Auf die Betrachtung einer

Membranfiltration o.ä. sollte wegen einer möglichen, beschleunigten Verstopfung durch das Textilabwasser ebenfalls verzichtet werden.

Effizient ist die Adsorption von PFT und Schwermetallverbindungen. Als gutes Adsorptionsmittel kann z.B. Pulver-Aktivkohle eingesetzt werden. Im vorliegenden Fall ist jedoch auch ein anderes Verfahren denkbar, das den ursprünglichen Gedanken einer hoch belasteten Adsorptionsanlage aufgreift, jedoch als schwachbelastete Adsorptionsanlage weiter verfolgt: Als Adsorptionsmittel für PFT sowie Schwermetalle/Farbstoffe wird der Überschussschlamm aus der 2. Stufe genutzt. Dieser stellt zwar ein wesentlich schwächeres Adsorptionsmittel als Aktivkohle dar, steht aber in sehr großer Menge ständig kostenfrei zur Verfügung und kann eine ausreichende Adsorption bewirken. Die deutliche Erhöhung der Adsorption soll dabei einerseits durch eine Verfünffachung des Überschussschlammabzugs aus der Vorbehandlung, andererseits durch eine Versechsfachung der Schadstoffkonzentration in der Vorbehandlung erreicht werden.

Durch Verbesserung der Adsorptionsbedingungen kann auch eine verbesserte Adsorption schwer abbaubaren CSB erwartet werden. Gleichzeitig ist der Überschussschlamm aus der 2. Stufe aufgrund seines hohen Schlammalters spezialisiert auf den Abbau von schwer abbaubarem CSB und kann nitrifizieren. Bei ausreichender Kontaktzeit und unter Absenz leicht abbaubaren Substrats wird der Überschussschlamm deshalb unter aeroben und anoxischen Bedingungen neben einer Adsorption auch einen nennenswerten CSB-Abbau und eine Stickstoffelimination leisten. Für einen weitergehenden Abbau und die Restadsorption steht anschließend die 2. Stufe zur Verfügung. Sowohl die Adsorption als auch der Abbau von CSB könnten so gesteigert werden.

Vorhandene technische Anwendungen des vorgenannten Verfahrens sind uns nicht bekannt. Es liegt aber nahe, dass das Verfahren generell funktioniert. Der Umfang von Adsorption und biologischem Abbau und nachfolgender Sedimentation und Entnahme lässt sich vorab im Labormaßstab unter Variation von Dosierungen und Kontaktzeiten genauer untersuchen. Erste Versuche zeigten unter Absenz von PFT gute Abbauraten beim CSB und Stickstoff (30 % und 25 %) und eine Adsorption von 20 bzw. 40 % beim Kupfer.

Das Verfahren behält grundsätzlich die Zweistufigkeit der Behandlung des Textilabwassers bei, so dass Puffereffekte hier auch zukünftig wirksam bleiben bzw. sogar verbessert werden. Das Verfahren ist mit allen Hauptstromverfahren kombinierbar: Bei Kombination mit einer Ozonung wäre die Schwermetallelimination im Teilstrom von Vorteil, bei einer PAK-Dosierung in die zweite Stufe könnte die Mehrfachbeladung genutzt werden (vgl. Korrespondenz Abwasser 3/2014, S. 217-221). Bei einer PAK-Dosierung oder GAK-Filtration wäre eine Vorbehandlung der Textilabwässer aber u.U. auch verzichtbar.

Auswirkungen auf das Eindickverhalten des in der Vorbehandlung veränderten Überschussschlammes in den Siebtrommeln sind denkbar. Eine entsprechende Untersuchung erfordert ggf. Versuche mit ausreichender Chargengröße in den Siebtrommeln, sofern nicht bereits übertragbare Betriebserfahrungen in Rhede oder von anderen Anlagen mit Textilabwässern vorliegen.

Bei Teilstrombehandlung des Textilabwassers in der beschriebenen Bio-Adsorption kann die Zwischenklärung aufgrund des geringen Volumenbedarfs der Teilstrombehandlung noch innerhalb

der vorhandenen Biochemie installiert werden. Die vorhandene Zwischenklärung ist hierfür in jedem Fall viel zu groß. Sie könnte als Vorklärung für den kommunalen Abwasseranteil eingesetzt werden, was erhebliche energetische Vorteile hätte (vgl. Kap. 4.1.2.4).

Theoretisch wäre es auch denkbar, den Ablauf der Teilstrombehandlung ohne separate Sedimentation des Überschussschlammes der Vorklärung zuzuführen und dort zu sedimentieren. Dies hätte aber folgende Nachteile:

- Entfall der mechanischen Eindickung des Überschussschlammes
- erhöhte Schlammmenge, erhöhter Wärmebedarf
- geringere Faulzeit und Gasproduktion
- unerwünschte Rücklösungen in der Voreindickung

Diese Variante wird deshalb nicht weiter betrachtet.

Im Gegensatz zum biologischen Abbau ist die Bio-Adsorption in stärkerem Maße reversibel, da die Schadstoffe nach Elimination nicht in die Atmosphäre entweichen, sondern an die Belebtschlammmembrane angelagert bzw. in die Bakterienmasse eingelagert werden. Während die Schadstoffe in der Schlammendickung vsl. noch in der Festphase verbleiben, erfolgt beim späteren Abbau der Biomasse in der Faulung sowie der maschinellen Schlammwässerung eine Freisetzung der Schadstoffe in die Wasserphase, die zu einer Rückbelastung in die Anlage führen.

Bei einer Teilstrombehandlung des Textilabwassers ist es daher sinnvoll, das Pressenwasser in die Teilstrombehandlung zurückzuführen und/oder die Rückführung durch Fällung zu reduzieren. In der gemeinsamen Teilstrombehandlung ist eine Elimination der rückgeführten Stickstofffracht zu erzielen. Diese kann so zu einer weiteren Verbesserung der Stickstoffelimination der Kläranlage führen.

Die Abschätzung der Wirksamkeit des vorgeschlagenen Bioadsorptionsverfahrens ist aufgrund fehlender Vergleichswerte schwierig. Grundsätzlich sind aber deutliche Effekte auf die PFT- und Schwermetallelimination sowie Vorteile bei der Entfärbung und Nährstoffelimination zu erwarten, die sich nicht zuletzt auch im Zusammenspiel mit der zweiten Stufe ergeben. Eine Verbesserung der Elimination der Mikroschadstoffe aus dem kommunalen Abwasseranteil ist dagegen durch die Teilstrombehandlung nicht möglich. Diese kann nur durch Hauptstrombehandlung erreicht werden.

3.2.2 Hauptstrombehandlung in oder nach der Hauptstufe

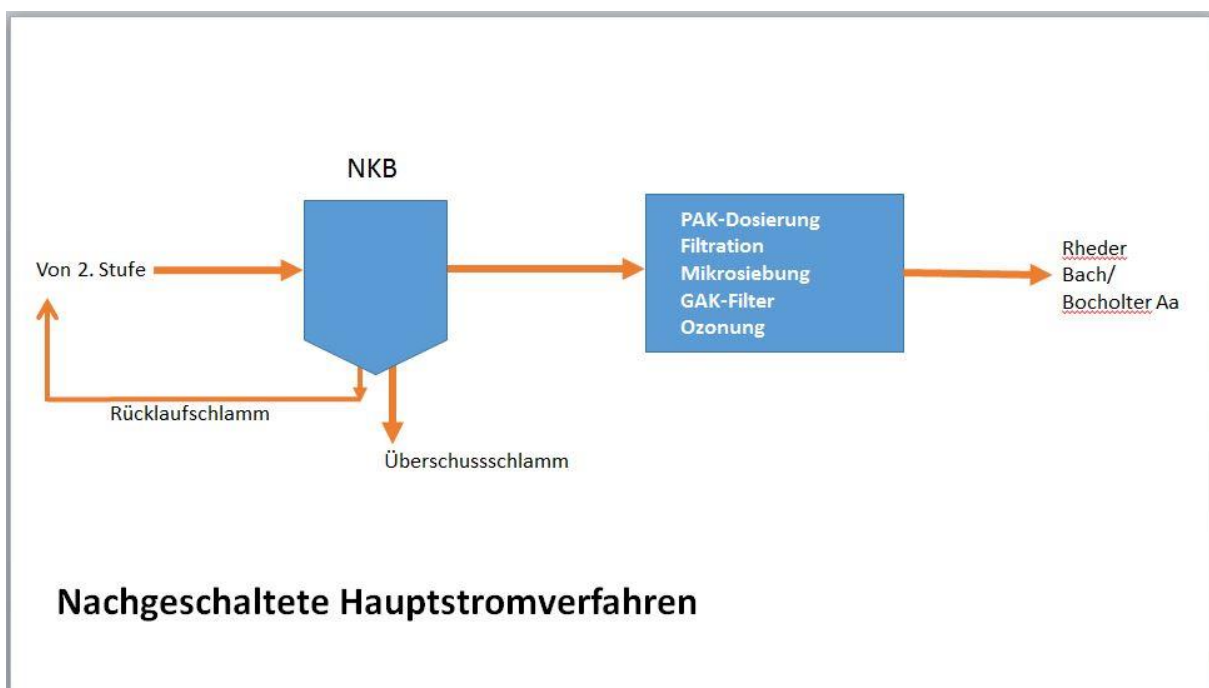
Eine Behandlung im Hauptstrom der KA Rhede zur Elimination der Mikroschadstoffe aus dem kommunalen Abwasser kann die Situation in der Aa nur dann verbessern, wenn sich trotz optimierter Vorbehandlung des Filmrecyclers, Teilstrombehandlung des Textilabwassers und des Pressenwassers sowie Überleitung des Kläranlagenablaufs zur Bocholter Aa eine signifikante Verschlechterung der Bocholter Aa durch den Ablauf aus der Kläranlage einstellt. Ein entsprechendes Szenario kann gemäß der Untersuchungen im Kapitel 2 nur dann eintreten, wenn die Aa oberhalb des Rheder Bachs z.B. durch eine Mikroschadstoffelimination auf der Kläranlage Borken deutlich verbessert würde.

Zur Mikroschadstoffelimination im Hauptstrom sind aktuell die Ozonung sowie die Adsorption mit Aktivkohle bzw. Kombinationen der beiden Verfahren Stand der Technik. Die Aktivkohle-Adsorption wird durch Dosierung und Sedimentation von PAK in die biologische Stufe oder ein nachgeschaltetes Kontakt- und Absetzbecken oder durch Passage durch eine GAK-Schicht oder einen GAK-Behälter realisiert.

Granulierte Aktivkohle (GAK) wird aus kohlenstoffreichen Rohstoffen, wie Stein- und Braunkohle oder Kokosnussschalen hergestellt. Durch Hitzeeinfluss, unter Ausschluss von Sauerstoff, wird die spezifische Oberfläche des Kohlenstoffs vergrößert (Aktivierung). Aus diesem Grund werden die GAK-Filter auch „Holzkohle-Filter“ genannt. GAK besitzt eine Korngröße von 1,2-1,6 mm, abhängig von Materialart und Herstellungsprozess. Die Hauptunterschiede zwischen granulierter Aktivkohle (GAK) und Pulveraktivkohle (PAK) liegen in der Korngröße und der Verwendungsweise: Pulveraktivkohle hat eine Körnung von 10-50 µm und eine sehr große spezifische Oberfläche von 1.000 m²/g.

Die Adsorption bei der GAK findet in Filtern mit Aktivkohle, welche vom Abwasser durchströmt werden, statt. GAK lässt sich mit einem Materialverlust von ca. 10 % thermisch reaktivieren. Bei der Reaktivierung werden mit Hilfe von hohen Temperaturen und Dampf die am Kohlenstoff adsorbierten organischen Bestandteile entfernt.

Für die GAK-Adsorption stellt die Biofilmbildung auch in soweit ein Problem dar, als die Biofilmbildung zu einer Verschlechterung der Eliminationsleistung führt. Teilweise wird der Biofilm als erwünschter oder nutzbarer Nebeneffekt bezeichnet oder betrachtet. Generell ist der Aktivkohlebedarf bei GAK höher als bei PAK, wo durch das kleinere Korn und die längeren Kontaktzeiten eine höhere Beladung der Kohle erreicht wird. Ein Nachteil vom GAK-Filter gegenüber einer PAK-Dosierung ist auch, dass die Adsorptionsfähigkeit und dementsprechend die Eliminationsleistung des GAK-Filters im Laufe der Standzeit allmählich nachlässt, während die Eliminationsleistung durch die kontinuierliche Zugabe von PAK konstant bleibt.



Bei PAK-Dosierung ergibt sich ein Schwebstoffaustrag direkt durch das PAK, beim GAK dagegen indirekt durch eine Biofilmbildung auf dem GAK und die erforderlichen Spülungen. Allen Verfahren ist i.d.R. eine Filtration nachzuschalten (oder im Fall des GAK-Filters auch vorzuschalten). Diese wird i.d.R. als Sandfilter realisiert, obwohl nach technischer Weiterentwicklung u.U. auch Tuchfilter eingesetzt werden könnten.

Es gibt verschieden verfahrenstechnische Varianten für GAK-Filter. Sie unterscheiden sich beispielweise bezüglich des Betriebsdrucks (Druck- und Schwerkraftfilter), der Strömungsrichtung (aufwärts- oder abwärtsdurchströmt) oder der Anzahl an Filterzellen (ein- oder mehrstufig). Aktivkohlefilter benötigen grundsätzlich nur einen geringen mess- und regelungstechnischen Aufwand. Die Rückspülung kann entweder über die Zeit oder über den Druckverlust gesteuert werden. Hingegen gestaltet sich die Überwachung der Reinigungsleistung bezüglich Mikroverunreinigungen, die über das Austauschintervall der Aktivkohle entscheidet, eher schwierig. Dementsprechend müssen für die Überwachung der Reinigungsleistung bezüglich Mikroverunreinigungen geeignete Parameter oder Einstellungen gefunden werden bzw. ein regelmäßiger Austausch erfolgen.

Alternativ oder in Kombination mit GAK- oder PAK-Verfahren kann eine Ozonung zur Mikroschadstoffelimination eingesetzt werden, wobei sich die Wirksamkeit der Ozonung und der AK-Adsorption ähnelt. Die Ozonung ist von den Betriebskosten her günstiger und in der Anschaffung nicht teurer als die AK-Adsorption. Das Ozon wird i.d.R. bedarfsweise vor Ort aus angeliefertem, technischem Sauerstoff erzeugt, da eine Lagerung von Ozon unter Druck problematisch und eine Erzeugung aus der Luft durch die erforderliche Entfeuchtung aufwändiger ist.

Ozon eliminiert nicht im eigentlichen Sinne, sondern wandelt die Substanzen um, wobei diese dadurch ihre schädliche Wirkung verlieren. Ausnahmen sind dabei die Entstehung von Bromid aus Brom- und Nitrosaminen aus Stickstoff-Verbindungen. Auch wird eine latente Gefahr der Entstehung von unvorhersehbaren, nicht weiter benannten Substanzen aus den Inhaltsstoffen des Abwassers vermutet. Aus diesem Grund wird in der Literatur über die Möglichkeit einer biologischen Nachbehandlung in Form eines Sandfilters oder Schönungsteiches diskutiert. Deren Notwendigkeit soll von lokalen Verhältnissen an den Kläranlagen abhängen, nach heutigem Forschungsstand stellt die Nachbehandlung keine generelle Notwendigkeit dar. Die Transformationsprodukte können den Gesamtwirkungsgrad der Ozonung u.U. in gewissem Rahmen verschlechtern. Bromidbildung stellt bei der Abwasserzusammensetzung in Rhede vsl. kein Problem dar.

In den Niederlanden oder der Schweiz werden Ozonung und AK-Adsorption teils kombiniert, um insgesamt bessere Ergebnisse zu erzielen und größere Sicherheiten zu erreichen. Für die Kläranlage Rhede scheint eine solche Kombination in jedem Fall unangemessen aufwendig und wird nicht weiter betrachtet. Bei den „einfachen“ Verfahren kann bereits mit folgenden Wirkungsgraden bzw. Endkonzentrationen gerechnet werden:

3.2.3 Wirksamkeit der Verfahren

Im derzeitigen Ausbau erreicht die KA Rhede für Phosphor, Stickstoff und TOC Eliminationsraten über 90 %. Bei den Schwermetallen (Kupfer) liegt die Reduktion gegenwärtig bereits bei gut 60 %. Gleichzeitig erfolgt eine 60-prozentige Entfärbung und geschätzt 80-prozentige Entkeimung des Abwassers durch die Kläranlage. Bezüglich der Humanarzneimittel ist die Leistung deutlich geringer. So werden Diclofenac nur um 10 % und die schwer eliminierbaren Röntgenkontrastmittel um lediglich 5 % reduziert.

Eine **Filtration** (gilt für Tuch- oder Sandfiltration, da nur geringfügige Unterschiede in der Reinigungsleistung bestehen) hätte eine Reduzierung des TOC-Gehalts und der Färbung um ca. 30 % sowie der Keimbelastung um bis zu 80 % im Vergleich zum aktuellen Ausbau zur Folge. Die Gesamtreinigungsleistung der KA würde durch Ergänzung einer Filtration beim TOC minimal, bei der Entfärbung auf 70 % und der Entkeimung auf bis zu 95 % steigen. Die restlichen Parameter bleiben aber nahezu unbeeinflusst. Zur Steigerung der Phosphorelimination von derzeit 93 bis auf 98 % wäre zusätzlich eine vorgeschaltete Fällung (Flockungsfiltration = FF) mit z.B. Eisenchlorid notwendig. Dies gilt auch für alle anderen nachgeschalteten Verfahren wie PAK oder GAK im Hauptstrom.

Die **Bio-Adsorption** im Teilstrom (vgl. Kap. 3.2.1) würde eine Optimierung der Abwasserqualität des Textilausrüsters bezüglich Schwermetallen und Entfärbung zur Folge haben. So würde die Eliminationsleistung für Kupfer vsl. auf 80 % und die Entfärbungsrate auf 70 % im KA-Ablauf steigen. Bei TOC, Stickstoff und Phosphor würde keine nennenswerte Verbesserung auftreten. Allerdings hätte dieses Verfahren keinerlei Einfluss auf die Humanarzneimittel und Röntgenkontrastmittel aus dem kommunalen Abwasser, da diese ausschließlich im Hauptstrom vorkommen.

Die Reinigungsleistung bei der Zugabe der **Pulveraktivkohle** liegt bezüglich TOC bei ca. 25 %, bei den Schwermetallen und schwer eliminierbaren Substanzen wie Röntgenkontrastmitteln bei knapp 50 %, bei der Entfärbung bei 70 % und bei leichter eliminierbaren Substanzen wie z.B. Diclofenac und Carbamazepin bei ca. 85 %. Lediglich bei der Entkeimung hat das Verfahren mit ca. 10 % eine sehr geringe Leistung. Für die Gesamteliminationsraten der KA Rhede ergeben sich damit für TOC, Schwermetalle, Diclofenac, Entfärbung und Entkeimung Werte von 80-95 %. Bei den schwer eliminierbaren Röntgenkontrastmitteln sind es immerhin fast 60 %.

Ein **GAK-Filter** hat bezüglich schwer eliminierbaren Röntgenkontrastmitteln, Entfärbung und Entkeimung die gleiche Wirkung wie die PAK-Zugabe. Hinsichtlich TOC, Schwermetallen und leichter eliminierbaren Substanzen wie Diclofenac und Carbamazepin wird in der Literatur von einer geringfügig besseren Wirkung als bei PAK gesprochen.

Die Reinigungsleistung der **Ozonung** ist im Bereich der Entkeimung und Entfärbung mit mindestens 90 % sehr gut. Bei der Entkeimung muss beachtet werden, dass die fast vollständige Desinfektion durch das Ozon in einem nachgeschalteten Sandfilter durch Wiederverkeimung bei einigen Bakterienarten etwas abgemildert werden könnte, aber auf einem sehr hohen Niveau verbleibt. Auch die Eliminationsleistung hinsichtlich leichter eliminierbaren Substanzen wie Diclofenac ist mit ca. 90 % sehr hoch. Die schwer eliminierbaren Röntgenkontrastmittel lassen sich mit 60 % geringfügig

besser reduzieren als durch die Verwendung von Aktivkohle. Bezüglich TOC und Schwermetallen ist die Reinigungsleistung mit 20-30 % geringer. Vor allem bei den Schwermetallen ist die genaue Leistung noch weitestgehend ungeklärt. Die Schwermetalle sollen aber durch Ozonung auf eine höhere und weniger schädliche Oxidationsstufe gebracht werden.

In der nachfolgenden Tabelle sind die Eliminationsleistungen der Maßnahmen für die einzelnen Stoffe in Prozent und anhand der reduzierten Frachten im Ablauf der Kläranlage zusammengestellt. Die Prozente und Frachten stellen dabei die gesamte mögliche Reinigungsleistung dar, d.h. die bereits vorhandene Reinigungsleistung zusammen mit der Verbesserung durch die verschiedenen Maßnahmen.

| Stoffe Maßnahmen | TOC | | Phosphor | | Schwermetalle (Kupfer) | | Leichter eli. Subs. (Diclofenac) | | Schwer eli. Subs. (RKM) | | Entfärbung | Entkeimung |
|-----------------------------------|--------------------|--------|---|---------|---------------------------|---------|--|----------|----------------------------|----------|------------|------------|
| | Ist-Zustand | 93 % | 24 t/a | 94 % | 0,7 t/a | 63 % | 65 kg/a | 10 % | 3200 g/a | 5 % | 7600 g/a | 60 % |
| Bio-Adsorption im Teilstom | 94 % | 20 t/a | 94 % | 0,7 t/a | 80 % | 35 kg/a | 10 % | 3200 g/a | 5 % | 7600 g/a | 70 % | 85 % |
| Filtration | 95 % | 17 t/a | 98 % | 0,4 t/a | 63 % | 65 kg/a | 10 % | 3200 g/a | 5 % | 7600 g/a | 70 % | 95 % |
| PAK | 95 % | 18 t/a | 98 % | 0,4 t/a | 81 % | 33 kg/a | 86 % | 480 g/a | 57 % | 3420 g/a | 85 % | 85 % |
| GAK | 96 % | 12 t/a | 98 % | 0,4 t/a | 85 % | 26 kg/a | 91 % | 320 g/a | 57 % | 3420 g/a | 85 % | 85 % |
| Ozonung | 95 % | 17 t/a | 98 % | 0,4 t/a | 70 % (?) | 52 kg/a | 91 % | 320 g/a | 62 % | 3040 g/a | 90 % | 95 % |
| Ozonung + Bio-Adsorption | 95 % | 16 t/a | 98 % | 0,4 t/a | 84 % | 28 kg/a | 91 % | 320 g/a | 62 % | 3040 g/a | 95 % | 95 % |
| Bemerkungen | | | Nur mit Fällung und anschließender Filtration (Schätzung) | | | | | | | | | |

Die folgende Tabelle gibt einen Vergleich der Wirksamkeit der Verfahren auf die Gewässerqualität der Bocholter Aa wieder. Hierbei wird die mögliche Reduktionsleistung der Verfahren mit der in Kap. 2.2.6 ermittelten erforderlichen Reduktionsleistung verglichen. In Anlage 4-3 sind die dazugehörigen Stofffrachten innerhalb der Kläranlage im optimierten Zustand dargestellt. Anlage 2-3 gibt einen Überblick über die damit verbundene Veränderung der Stofffrachten im Gesamtsystem.

Wirksamkeit der Maßnahmen (Reduktion der Frachten im KA-Ablauf)

| Substanz | Einheit | Erf. Red. in der Aa | Im Mittel erreichbare Fracht-Reduktion auf der KA Rhede durch | | | | | | Anteil der erf. Reduktion bei GAK |
|------------|---------|---------------------|---|-------------|-------|--------|-------|-----------------|-----------------------------------|
| | | | Flockungs-filtration | Bio-Adsorp. | PAK | GAK | Ozon. | Bio.Ad. + Ozon. | |
| TOC | kg/a | 181.000 | 7.000 | 4.000 | 6.000 | 12.000 | 6.000 | 10.000 | 7 % |
| Nitrat | kg/a | 0 | 0 | 0 | 1.000 | 2.000 | 1.000 | 1.000 | - |
| Phosphor | kg/a | 4.700 | 300 | 700 | 300 | 300 | 300 | 300 | 6 % |
| Kupfer | kg/a | 110 | 0 | 25 | 27 | 35 | 10 | 35 | 32 % |
| Diclofenac | kg/a | 3,67 | 0 | 0 | 2,72 | 2,88 | 2,88 | 2,88 | 78 % |
| PFT | kg/a | 0 | 0 | 0,15 | 0,27 | 0,25 | 0,05 | 0,20 | - |

Alle in der KA Rhede möglichen Maßnahmen haben nur einen geringen Einfluss auf die TOC-Frachten in der Bocholter Aa. Selbst eine Flockungsfiltration könnte die Phosphor-Konzentration nicht wesentlich verbessern. Bei Kupfer ist eine Annäherung an den Orientierungswert von ca. 30 % möglich. Bei Diclofenac und den restlichen Arzneimittel können bis zu 80 % der erforderlichen Reduktion erreicht werden.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass eine alleinige Filtration oder Bio-Adsorption im Teilstrom wenig zur Reduktion der Parameter beitragen, also Kombinationen erforderlich werden. So bietet sich eine Kombination der Bio-Adsorption mit der Ozonung an. Diese würde die wichtigsten Parameter wie Schwermetalle und Arzneimittel deutlich reduzieren. Die Verfahren mit Einsatz von PAK oder GAK haben praktisch die gleiche Wirksamkeit bei der Schadstoffelimination und bieten sich ebenfalls an, so dass letztendlich die Wirtschaftlichkeit über die Verfahrensauswahl entscheidet.

3.3 Erläuterung der Bemessungen und Kostenansätze

In den Anlagen 5-1 und 5-2 erfolgt die Ermittlung der Betriebs-, Jahres- und Projektkosten für die Grundbausteine sowie deren Kombinationen zur Optimierung der Verfahrenstechnik. Die verfahrenstechnischen Bemessungen, die Ermittlung der Investitionskosten und die Grundlagen für die Betriebskostenermittlung und die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung generell erfolgt für die Optimierung der Schadstoffelimination in diesem Kapitel.

Investitionskosten sind die zur Erstellung, zum Erwerb oder zur Erneuerung von Anlagen erforderlich aufzuwendenden Kosten. Diese setzen sich zusammen aus:

- Kosten für die Bautechnik
- Kosten für die Maschinentechnik
- Kosten für die Elektrotechnik
- Nebenkosten

Die Investitionskosten werden hier zunächst für die verschiedenen Grundkomponenten der Verfahrensalternativen ermittelt und zwar so, dass hieraus im Nachgang durch Summierung die Investitionskosten für alle Verfahrenskombinationen gebildet werden können. Insgesamt werden die Investitionskosten für folgende Verfahrensbausteine nach Bau- und M- und E-Technik angegeben:

- Überleitung zur Aa
- Umbau der Biochemie zur Bioadsorption
- Ozonung
- Tuchfilter
- Sandfilter
- GAK-Kiesfilter
- GAK-Druckkessel
- PAK-Dosierstation für eine simultane oder nachgeschaltete Adsorption
- Kontakt- und Absetzbecken für die nachgeschaltete Adsorption

Die Investitionskosten werden im Rahmen dieser Studie auf Basis von Vergleichswerten für bereits erstellte und geplante Anlagen ähnlicher Größe und Abwassermenge ermittelt und in den Kontext der derzeitigen Jahreskosten gesetzt. Der Ermittlung der Investitionskosten liegt der Abwasserdurchfluss von 1,5 Mio. m³/a als Hauptbezugsgröße zugrunde, wobei für die Dimensionierung einer Hauptstrombehandlung der Trockenwetterfall mit rund 50 l/s (entsprechend 180 m³/h) berücksichtigt wird. Im Regenwetterfall gelangen bis zu 150 l/s zur Kläranlage, von denen dann rund 100 l/s an der Hauptstrombehandlung vorbei geleitet würden.

Bei den Abschreibungsfristen wurden durchgängig 30 Jahre für die Baukosten, 15 Jahre für die M-Technik und 10 Jahre für die E-Technik angesetzt, auch wenn, wie z.B. bei der Überleitung, längere Abschreibungsfristen realistisch wären. Nur für die BHKW wird mit einer Abschreibungsfrist von 10 Jahren gerechnet, weil hier keine längeren Standzeiten realistisch sind. Bei den Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen wurde somit eine Projektlaufzeit von 30 Jahren angesetzt.

Förderungsmöglichkeiten sind bei den Wirtschaftlichkeitsberechnungen nicht berücksichtigt. Da sich die maßgebenden Alternativen aber weniger in den Investitions- als mehr in den Betriebskosten unterscheiden, ist dies für den Kostenvergleich nur bedingt von Bedeutung.

Die Jahreskosten hängen von den Investitionskosten wie den Betriebskosten ab. Die Betriebskosten sind in der Betriebsphase regel- oder unregelmäßig wiederkehrende Aufwendungen. Hier wird unterschieden nach:

- Verwaltungs- und Personalkosten
- Energie- und Betriebsmittelkosten (Strom, Erdgas, PAK, GAK, O₂, FeCl₃)
- Abwasser- und Klärschlamm Entsorgungsgebühren

Für die Ermittlung der Betriebskosten werden folgende Einzelkosten berücksichtigt, die vollständig auf tatsächlichen, derzeitigen Werten basieren:

- Personal mit 55.000 €/MA/a
- Strom mit 0,22 €/kWh
- Erdgas mit 0,07 €/kWh
- PAK mit 1.450 €/t
- GAK mit 900 €/t für regenerierte Kohle und 1.300 €/t für frische Kohle
- Sauerstoff mit 0,20 €/kg O₂
- Fällmittel mit 750 €/t
- Schlamm Entsorgung (20 % TR) mit 50 €/t Mitverbrennung (bei Monoverbrennung 80€/t)

Im Rahmen der Kostenvergleichsrechnung fließen Preissteigerungsraten bei den Invest- und Betriebskosten automatisch, aber pauschal über den Realzinsansatz ein. Ggf. könnten besondere Preissteigerungen z.B. beim Strom über einen höheren aktuellen Grundpreis abgebildet werden.

Zur Durchführung der dynamischen Kostenvergleichsrechnungen wird die Annuitätenmethode angewendet. Dabei wird der Kapitalwert einer Investition auf die Nutzungsdauern verteilt und somit in sogenannte Annuitäten umgewandelt. Der Annuitätenfaktor wird auch Kapitalwiedergewinnungsfaktor genannt. Für den Anlagenbestand rechnet die Stadt Rhede derzeit mit 3 % p.a. für die Bautechnik sowie 7 % p.a. für die M- und E-Technik. Hieraus resultieren aktuell Kapitalkosten von rund 450 T€/a für Abschreibung und Zinsen. Die Betriebskosten liegen derzeit bei 940 T€/a.

Zur Ermittlung und zum Vergleich der Jahreskosten werden die Kapital- und Betriebskosten für die Anlagenerweiterungen summiert. Darüber hinaus erfolgt ein Vergleich der Projektkostenbarwerte. Zum Kosten/Nutzen-Vergleich der Alternativen werden für die Emissionen ins Gewässer und die Immissionen in die Aa jeweils die Frachten von 5 Leitparametern betrachtet. Im Kosten/Nutzen-Vergleich der Emission in die Atmosphäre wird die CO₂-Emission angesetzt.

Die in der Literatur angegebenen CO₂-Emissionen der verschiedenen Arten der Stromerzeugung sind nachfolgend zusammengestellt. In diese Emissionen sollen die Brennstoffgewinnung, ihr Transport, der Bau und Betrieb der Kraftwerke sowie der Bau und Abriss der Anlagen eingerechnet sein. Die angegebenen Werte für Erdgas und Biogas sind allerdings wenig plausibel. Der für Erdgas angegebene Wert von 400 g erfasst bestenfalls die Emission der Stromerzeugung selbst.

| Stromerzeugung | Spezifische CO₂-Emissionen (g/kWh) |
|-----------------------|--|
| Braunkohle | 850-1200 |
| Steinkohle | 750-1100 |
| Erdgas | 400-550 |
| Photovoltaik | 50-100 |
| Wasserkraft | 10-40 |
| Kernenergie | 10-30 |
| Windenergie | 10-40 |
| Biogas BHKW | -600 bis +150 |

Der Strommix in Deutschland besteht derzeit zu 26 % aus Braunkohle, 19 % aus Steinkohle, 16 % aus Kernenergie, 11 % aus Erdgas und 22 % aus Erneuerbaren Energien (7,4 % Windenergie, 6,6 % Biomasse, 4,5 % Photovoltaik und 3,4 % Wasserkraft). Die Emission in die Luft für diesen Strommix soll 600 g CO₂/kWh betragen. Dieser Wert kann als Einsparung angenommen werden.

Die minimale Einsparung bei Betrieb eines Faulgas-BHKW ergibt sich bei sinnvoller Abwärmenutzung aus der Einsparung der Emissionen einer zusätzlichen Heizung: Bei der Erzeugung einer 1 kWh Strom per BHKW können ca. 1,1 kWh Wärme erzeugt werden. Eine Erdgasheizung produziert bei Erzeugung von 1,1 kWh Wärme ca. 250 g CO₂. Diese Einsparung von 250 g CO₂/kWh erzeugtem Strom kann alternativ angenommen werden, wobei die Abwärme des BHKW sicher nicht ganzjährig sinnvoll genutzt werden kann. Dafür entfallen die Verluste der Brennstoffgewinnung und der Stromübertragung. In Anlage 5 wird eine Einsparung von 0,5 kg CO₂/kWh angesetzt.

3.3.1 Ableitung KA Rhede zur Bocholter Aa

Während der Rheder Bach nur etwa die dreifache Wassermenge des Kläranlagenablaufs führt, fließt in der Aa am Zufluss des Rheder Bachs mehr als das 30fache des Kläranlagenablaufs. Der Wasserspiegel in der Nachklärung liegt 3,70 - 4,00 m über dem HHW im Rheder Bach und der Aa. Zur Ableitung des Kläranlagenablaufs in die nur 400 m entfernte Aa ist also kein Pumpwerk und keine Druckleitung erforderlich oder sinnvoll. Eine Freigefälleleitung reicht aus. Diese sollte auf die Ableitung des Regenwetterfalls dimensioniert werden. Theoretisch könnte die Ableitung zur Aa auf den Trockenwetterabfluss von 50 l/s beschränkt werden und bei Regenwetter ein Abschlag bis rund 100 l/s in den Rheder Bach erfolgen, wenn analog zur auf den Trockenwetterfall begrenzten Mikroschadstoffelimination dimensioniert würde.

Als Ableitung wird für den Regenwetterfall mit 150 l/s der Bau einer Freigefälleleitung DN 400 bis 500 über rund 400 m zur Bocholter Aa erforderlich. Bei Ansatz eines Verlustes von rund 0,143 % in einer Leitung DN 500 ergibt sich eine Verlusthöhe von nur 0,70 m. Auch eine Leitung DN 400 mit 0,459 % bzw. 1,85 m Verlusthöhe ist noch ausreichend. Die verbleibende Höhendifferenz ist für die Zwischenschaltung eines Sandfilters ohne Zwischenhebung wohl nicht mehr ganz ausreichend. Für die evtl. Zwischenschaltung eines Tuchfilters würde selbst die nach Abzug der Verlusthöhe von 1,85 m verbleibende Höhendifferenz von 1,15 m noch ausreichen.

Bei einem Grundpreis von 500 €/m für die relativ baufreie Trasse errechnen sich für eine 400 m lange Überleitung Baukosten von 200 T€ .Unter Berücksichtigung des erforderlichen Vortriebs zur Querung der B 67, der Umschlüsse im Kläranlagenablauf und dem Auslauf in die Bocholter Aa sowie der Nebenkosten werden im Rahmen dieser Studie Investitionskosten von 350 T€ für die Überleitung angesetzt, die ausschließlich im Bereich der Bautechnik anfallen. Eine M- und E-technische Ausrüstung ist nicht erforderlich.

Als Abschreibungszeitraum werden, wie bei der Bautechnik der übrigen Varianten, 30 Jahre angesetzt, obwohl die Lebensdauer der Leitung eher doppelt so lang ist. Die Betriebskosten für die regelmäßige Kontrollen und Molchungen werden mit 2 T€/a angesetzt. Weitere Betriebskosten entstehen nicht.

3.3.2 Ableitung Vardingholt zur KA Rhede

In Vardingholt fällt Schmutzwasser von rund 300 Einwohnern mit einer Abwassermenge von rund 23.000 m³/a im Trennsystem an. Der Zulauf zur Kläranlage beträgt also rund 1 l/s und rund 60 m³/d. Die Förderung des Schmutzwassers würde über ein Pumpwerk mit einer Förderleistung von minimal 5 l/s erfolgen. Die Transportentfernung bis ins städtische Netz liegt bei 3 km.

Bei einem Grundpreis von 300 €/m für die relativ baufreie Trasse errechnen sich für eine 2.800 m lange Überleitung Baukosten von 840 T€, die über einen relativ langen Zeitraum abgeschrieben werden können. Für den Bau des Pumpwerk können Kosten von 60 T€ angenommen werden. Die M- und E-technische Ausrüstung wird mit 100 T€ angesetzt. Betrieblich sind rund 3.000 kWh/a an Strom und ein Wartungsaufwand von 0,1 P/a zu erwarten. Hinzu kommen Kosten in Höhe von 2 T€/a für Kontrollen und Molchungen.

Die Kosten für die Erneuerung der Kläranlage werden mit 440 T€ für den Bau und je 200 T€ für die M- und die E-technische Ausrüstung angenommen. Der Stromverbrauch wird mit 9.000 kWh/a und der Personalbedarf mit 0,3 P/a angesetzt. Hinzu kommen Instandhaltungs- und Überwachungskosten in Höhe von mindestens 10 T€/a.

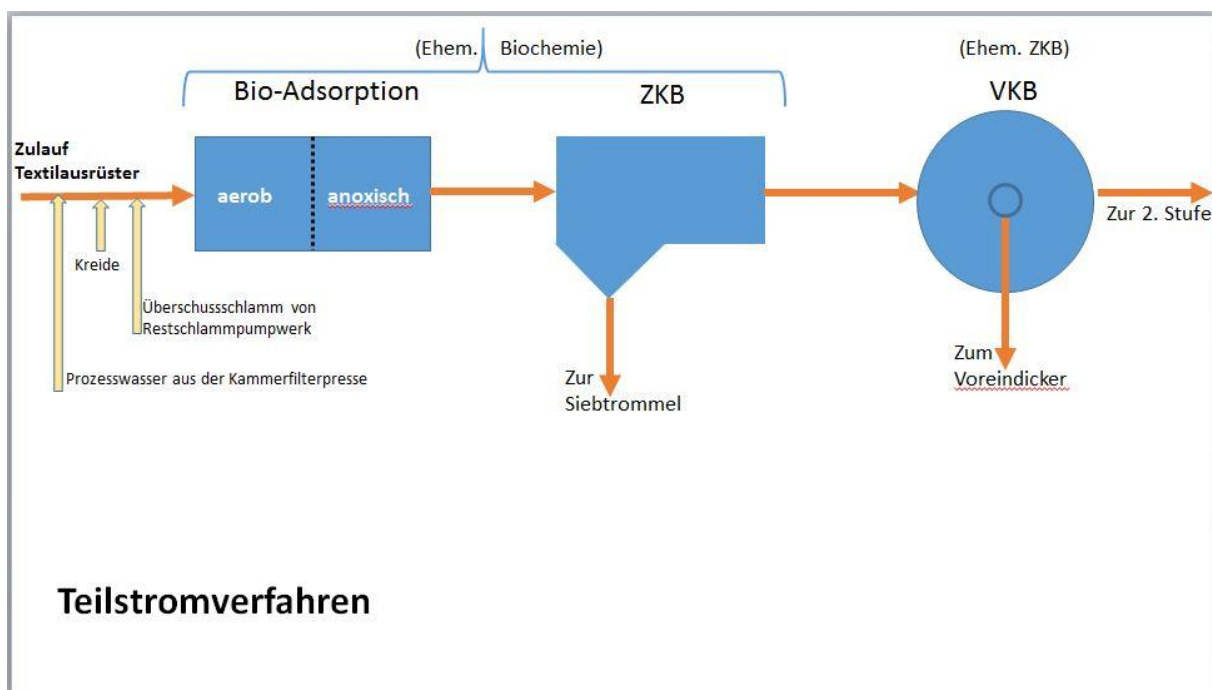
In der Wirtschaftlichkeitsuntersuchung für die Schadstoffelimination werden nur die Differenzkosten zwischen Überleitungsbau und -betrieb und Anlagenerneuerung und -betrieb betrachtet, weil letztere Sowieso-Kosten darstellen. Bedingt durch den relativ geringen Anteil Vardingholts am Stoffstrom im Rheder Bach steht der verbleibenden Differenz insgesamt kein sehr hoher Nutzen gegenüber.

3.3.3 Bio-Adsorption im Teilstrom und separater Vorstufe

Die Biochemie hat ein Behandlungsvolumen von 1.280 m³. Die Bio-Adsorption im Teilstrom sieht die Nutzung dieses Beckens allein für das Textilabwasser vor, dessen Menge sich auf 138.000 m³/a bzw. i.M. 400 bis maximal rund 800 m³/d beläuft.

Zur Verwirklichung der Bio-Adsorption ist eine Aufteilung der Biochemie in zwei Bereiche unter Nutzung der bereits vorhandenen Zwischenwand denkbar. In der ersten Beckenhälfte würde die eigentliche Bio-Adsorption und in der zweiten die neue Zwischenklärung eingerichtet. Selbst bei maximalem Abwasserzustrom von 800 m³/d würden Aufenthalts- bzw. Kontaktzeiten von über 18 h in den beiden, rund 600 m³ großen Beckenhälften erreicht. Dies ist mehr als ausreichend. Die erste Beckenhälfte kann weiter unterteilt werden, so dass eine aerobe und dahinter eine anoxische Zone entstehen.

Alternativ zur Einrichtung einer neuen Zwischenklärung in der zweiten Beckenhälfte könnte ein neues, kleines Zwischenklärbecken in der Freifläche neben der Biochemie und der derzeitigen Zwischenklärung errichtet werden. Die erste Beckenhälfte würde dann als aerobe Zone und die zweite zur anoxischen Zone ausgebaut.



In der zur Bioadsorption umgebauten Biochemie soll das Abwasser mit Überschussschlamm (ÜSS) aus dem Nachklärbecken (NKB) vermischt werden. Die Schlammproduktion der 2. Stufe, die sich durch den Umbau grundsätzlich nicht verändert, beträgt aktuell 76.300 m³/a und beinhaltet 460 t TS/a bzw. 1.200 kg TS/d. Bei einer Tagesmenge an Überschussschlamm von aktuell 1.200 kg TS/d und einer Abwassermenge von i.M. 400 m³/d würde sich bei reiner Beimischung des Überschussschlammes aus der 2. Stufe in den Textilabwasserzustrom ein Feststoffgehalt von i.M. 3 g TS/l einstellen.

Bei einer BSB-Fracht im Teilstrom von 40 kg/d errechnet sich hier eine Schlammbelastung von 0,03 kg BSB₅/kg TS/d. Auch bei Verdopplung von Zulauf und Fracht, d.h. nur noch 1,5 g TS/l und

weiter 0,03 kg BSB₅/kg TS/d ergibt sich keine Überlastung der Biomasse. Die Nitrifikation wie CSB-Elimination wird hier nicht beeinträchtigt und auch die Aufenthaltszeit von 18 h sollte weiter ausreichen. Auf die Einrichtung einer Schlammrückführung kann daher verzichtet werden.

Ziel der Maßnahme ist vorrangig die Adsorption von PFT und Schwermetallen/Farbstoffen aus dem Abwasser des Textilausrüsters an den ÜSS. Das Abwasser enthält maximal 430 g PFT/a und der ÜSS ca. 50 g PFT/a. Das Prozesswasser aus der Kammerfilterpresse wird ebenfalls in die Bio-Adsorption eingeleitet und dieses enthält ca. 20 g PFT/a. Dementsprechend wird die Gesamtmenge an PFT im Eingang der Bio-Adsorption zukünftig bei rund 500 g/a liegen. Die Überschussschlammproduktion der 2. Stufe wird auch zukünftig mindestens 250 t/a betragen. Zur 50 %igen PFT-Elimination in der Bio-Adsorption ist also eine Beladung des Überschussschlammes mit rund 1 ppm völlig ausreichend. Diese Beladung ist ohne Weiteres zu erreichen. Mit diesen PFT-Belastungen wäre der Klärschlamm früher noch ein Fall für die landwirtschaftliche Verwertung gewesen.

Die Kupferfracht im Klärschlamm läge bei Adsorption von 0,34 kg Cu/d bzw. 125 kg Cu/a und einer TS-Menge von 250 t/a bei 500 mg Cu/kg TS. Der Grenzwert für den Kupfergehalt im Klärschlamm liegt bei 800 mg/kg TS. Dementsprechend würde dieser Grenzwert ohne Weiteres eingehalten. Auch eine entsprechende Beladung des Klärschlammes mit Kupfer ist also ohne Weiteres zu erreichen, wobei eine Vorbeladung in der 2. Stufe und eine Nachbeladung in der Bio-Adsorption erfolgt. Um die Rezirkulation von Schadstoffen, insbesondere Schwermetallen in der Kläranlage zu verringern, ist eine Fällung mit Calcium vor der Kammerfilterpresse denkbar.

Insgesamt sollte der PFT-Austrag aus der Anlage auf 300 g/a und weniger reduziert werden können, was einer mittleren Konzentration von 0,2 µg/l entspricht. Die Kupferfracht im Ablauf der Kläranlage würde von gut 60 kg/a auf unter 30 kg/a sinken, wenn im Teilstrom nur 25 % des Kupfers adsorbiert werden. Alle übrigen Parameter wie TOC und Stickstoff werden bei dieser Maßnahme vsl. wenig verändert, wobei insgesamt aber eine tendenzielle Verbesserung erwartet wird.

Die Kosten für die Sanierung und den Umbau des 1.280 m³ umfassenden Beckens werden mit 200 €/m³, d.h. maximal 250 T€ veranschlagt. Davon entfallen rund 125 T€ auf die Sanierung und 125 T€ auf den Umbau der Biochemie. Der Umbau erfordert auch das Installieren eines Überschussschlammesystems für den Schlammtransport zu den Siebtrommeln. Für die erforderliche M- und E-technische Ausrüstung (Belüfter, Umwälzung, Räumung, Schlammabzug) werden 150 und 50 T€ angesetzt.

| Investitionskosten | | |
|---------------------------|----------------|----------|
| Bautechnik | 250.000 | € |
| M-Technik | 150.000 | € |
| E-Technik | 50.000 | € |
| Investitionskosten | 450.000 | € |

Die Investitionskosten zur Realisierung der Bio-Adsorption betragen also insgesamt 450 T€ und sind damit relativ hoch. Die Betriebskosten für die Bio-Adsorption sind aber gering. Der Energiebedarf in der Bio-Adsorption wird mit rund 50.000 kWh/a für die Belüftung und Umwälzung sowie die Schlammräumung und -förderung in/aus der Zwischenklärung angesetzt. Davon entfällt nur der

Energiebedarf für die Umwälzung sowie für die Schlammräumung und –förderung auf die Bio-Adsorption. Dieser macht etwa 10.000 kWh/a aus. Der Rest von 40.000 kWh/a wird für die CSB-Elimination und Nitrifikation des Filtratwassers aufgewendet und wäre ohne Bio-Adsorption in der 2. Stufe einzusetzen.

Das vom Schlamm getrennte Textilabwasser wird zum neuen Vorklärbecken geleitet. Für den Umbau zum Vorklärbecken sind neue Schlammumpen zum Abzug des deutlich veränderten Rohschlamm einzubauen. Für die Baumaßnahme sowie M- und E-technische Umbaumaßnahme werden 50 T€, 50 T€ und 20 T€ angesetzt. Diese Kosten werden in vollem Umfang im Kapitel Energieoptimierung berücksichtigt.

Sollte bei Einsatz des PAK- oder GAK-Verfahrens ganz auf die Zweistufigkeit oder Bio-Adsorption verzichtet werden, können den Verfahren die Sanierungskosten der derzeitigen Biochemie in Höhe von 125 T€ als Einsparung bei der Bautechnik gutgeschrieben werden.

3.3.4 Bio-Adsorption im Teilstrom ohne Zwischenklärung

Die Umsetzung der zuvor beschriebenen Bio-Adsorption ist, bedingt durch den erforderlichen Umbau des 2. Beckenteils, mit relativ hohen Investitionen verbunden. Alternativ zur Bio-Adsorption in einer separaten Vorstufe ist aber auch eine Bio-Adsorption in einer Kaskade in der Art der Bio-P-Elimination möglich.

Hierbei würde ein Teil des Rücklaufschlamm aus der 2. Stufe in der derzeitigen Biochemie mit dem Zulauf des Textilausrüsters und dem Filtratwasser aus der Kammerfilterpresse zusammengeführt. Dabei könnten bei entsprechender Organisation der Belüftung, Umwälzung und internen Kreisläufe folgende Abbauvorgänge etabliert werden:

- eine Bio-P-Elimination
- eine Nitrifikation des Filtratwassers aufgrund der vorhandenen Nitrifikanten
- eine Adsorption von Schwermetallen durch ihre rund 10fach erhöhte Konzentration

Der Ablauf des Abwasserschlammmisches soll dann im vorhandenen Sammelschacht mit dem Hauptstrom vereint werden. Durch den Verzicht auf eine Zwischenklärung beschränkt sich der Umbauaufwand auf die Herstellung eines Abzweiges aus dem Rücklaufschlammkreislauf zur Biochemie, wobei vsl. eine alternierende Rücklaufschlammführung vorgehen würde (z.B. 10 Minuten zur Biochemie und 50 Minuten zum Sammelschacht). Auch das Filtratwasser ist über eine veränderte Leitungsführung dem Zulauf der Biochemie zuzuführen. Darüber hinaus ist der Ablaufbereich der Biochemie über eine neue Leitung an die bestehenden DA 630 zum Sammelschacht anzuschließen.

Die Investitionskosten reduzieren sich dadurch erheblich. Die Baukosten werden ca. 50 T€ betragen, die M- und E-technische Ausrüstungen werden bei 10 T€ und 20 T€ und der Strombedarf bei 5.000 kWh/a liegen.

| Investitionskosten | | |
|---------------------------|---------------|----------|
| Bau | 50.000 | € |
| M-Technik | 10.000 | € |
| E-Technik | 20.000 | € |
| Investitionskosten | 80.000 | € |

Als Nachteil des Verzichts auf die Zwischenklärung sind etwas erhöhte Rücklösungen in den nachfolgenden Belebungsbeckeneinheiten denkbar. So oder so sollte die Wirksamkeit des Verfahrens und die Zuverlässigkeit der CSB-Elimination bei Verzicht auf eine vorgeschaltete Biozönose zunächst in labor- oder halbtechnischen Versuchen abgesichert werden.

Andererseits bleibt ein dauerhafter wie vorübergehender Wechsel zurück zur alten Betriebsweise jederzeit möglich. Auch eine Zwischenklärung kann im Bedarfsfall nachträglich ergänzt werden.

3.3.3 Mikrosiebung oder Tuchfiltration im Hauptstrom

Bei der Mikrosiebung oder Tuchfiltration erfolgt eine Trennung von Feststoffen und Flüssigkeiten durch feinmaschige Gewebe. Mikrosiebe bestehen meist aus horizontal gelagerten Trommeln mit Siebplatten oder –körben aus Draht mit Maschenweiten von unter 100 bis etwa 10 µm. Tuchfilter bestehen dagegen eher aus horizontal gelagerten Rohren, auf denen zur Oberflächenvergrößerung scheibenförmige Filterkörper sitzen, die mit Filtertextil bespannt sind.

Trommeln und Scheiben werden in Becken angeordnet und dort zu etwa 2/3 ihres Durchmessers in das zu reinigende Abwasser getaucht. Bei Trommeln fließt das Abwasser unter hydrostatischem Druckgefälle radial von innen nach außen, bei Scheibenfiltern von außen nach innen. Die Reinigung erfolgt i.d.R. wasserspiegelabhängig und kontinuierlich in Gegenrichtung. Rückspülphasen wie bei Sandfiltern entfallen. Die Verlusthöhe von Mikrosieben und Tuchfiltern liegt unter einem Meter. Sie ist damit deutlich geringer als bei Sandfiltern. Dafür ist der Abscheidegrad von Sandfiltern i.d.R. höher als der von Mikrosieben oder Tuchfiltern.

Durch eine vorgeschaltete Zugabe von Fäll- und/oder Flockungsmitteln kann eine weitergehende Feststoffabtrennung und Phosphorelimination erreicht werden. Mikrosiebungen oder Tuchfiltrationen können die Nährstoffelimination verbessern, alleine aber keine ausreichende Mikroschadstoffelimination bewirken und werden nur vor und/oder hinter der eigentlichen Mikroschadstoffelimination eingesetzt. Im Gegensatz zu Sandfiltrationen sind bei den Tuchfiltern noch Weiterentwicklungen und Verbesserungen der Filtertücher möglich. Tuchfilter werden inzwischen auch hinter einer PAK- oder GAK-Adsorption eingesetzt.

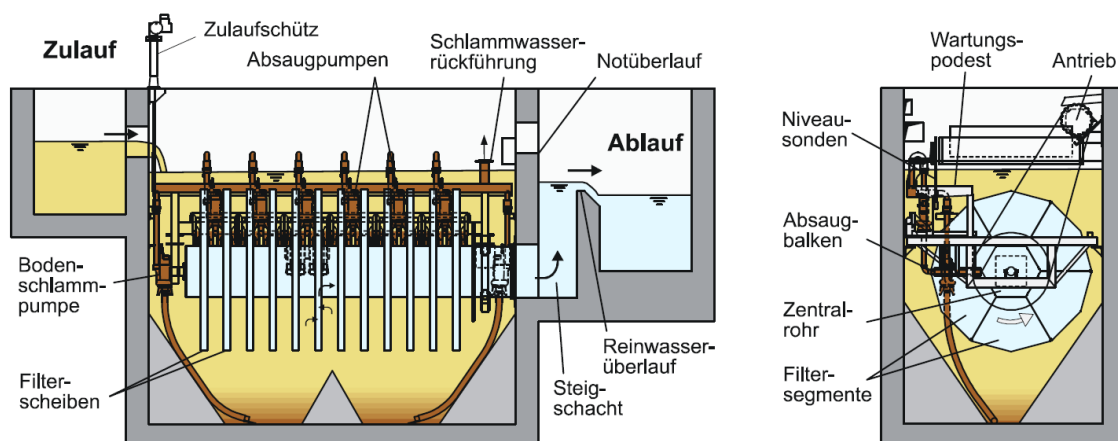
Die Entwicklung der Tuchfiltration fand Ende der siebziger Jahre in der Schweiz statt. Vor allem in den USA kommt es immer häufiger zum Einsatz von Tuchfiltersystemen. Diese zeichnen sich durch geringen Platzbedarf und die kostengünstige Betriebsweise aus. Dementsprechend werden sie dort oft als Ersatz von Sandfiltern in Kläranlagen mit gestiegenen Abwasserströmen montiert.

Tuchfilter kommen in Form von rotierenden Trommelfiltern, Scheibenfiltern oder Plattenfiltern zum Einsatz. Das Funktionsprinzip eines Trommeltuchfilters beruht auf einer horizontal liegenden

Trommel aus gelochtem Stahl, die mit einem Filtertuch bespannt und gänzlich mit Abwasser bedeckt ist. Der Filter wird von außen nach innen durchströmt. Das Abwasser fließt durch das Filtertuch in das Innere der Filtertrommel. Durch eine Überfallkante auf der Filtratseite wird der niedrigste Wasserspiegel des Filters festgesetzt. Bei einem Scheibenfilter dagegen sind auf einem Zentralrohr z.B. bis zu 24 Filterscheiben mit je 6 Kunststofffiltersegmenten mit Filtertüchern als drehbare Scheibenfiltereinheit befestigt.

Die Filtertuchstoffe können aus unterschiedlichem Material, wie z.B. Nadelfilz oder Polstoff, bestehen. Je nach Feststoffgehalt des Abwassers wird das Filtertuch unterschiedlich schnell beladen, dabei steigt der hydraulische Filterwiderstand und somit die Wasserspiegeldifferenz zwischen Abwasser und Filtrat. Nachdem eine bestimmte Wasserspiegeldifferenz (ca. 25 cm) erreicht ist, setzt der Reinigungsprozess des Filtertuches automatisch ein. Dabei werden durch Absaugbalken die Feststoffe von den mittels Unterdruck aufgerichteten Tuchfasern durch filtriertes Abwasser gespült. Die Filtertrommel wird während des Reinigungsprozesses einmal um ihre eigene Achse gedreht.

Bei der Reinigung sinkt der Wasserspiegel wieder ab, da der hydraulische Widerstand herabgesetzt wird. Der Reinigungsprozess mittels Absaugbalken ermöglicht eine kontinuierliche Betriebsweise und ist innerhalb einer bzw. weniger Minuten abgeschlossen. Die Häufigkeit der Absaugphasen hängt von der Feststoffkonzentration des Abwassers sowie der Filtergeschwindigkeit ab. Ein Filterzyklus kann dadurch eine Dauer von wenigen Minuten bis zu mehreren Stunden haben. Das gereinigte Abwasser verlässt durch den Ablauf den Filter. Dabei können Abscheidegrade bis 5 mg AFS/l erreicht werden. Sedimentierte Feststoffe am Filterboden werden durch eine zeitgesteuerte Bodenschlamm-pumpe entfernt.



Quelle: Mecana Umwelttechnik

Die folgende Tabelle beinhaltet die erforderlichen Investitionskosten für die Installation von zwei Tuchfiltern (Scheibenfilter mit 9 Filterscheiben mit je 6 Filtersegmenten) mit je 45 m² Filterfläche.

| Investitionskosten | | |
|---------------------------|----------------|----------|
| Bau | 200.000 | € |
| M-Technik | 300.000 | € |
| E-Technik | 100.000 | € |
| Investitionskosten | 600.000 | € |

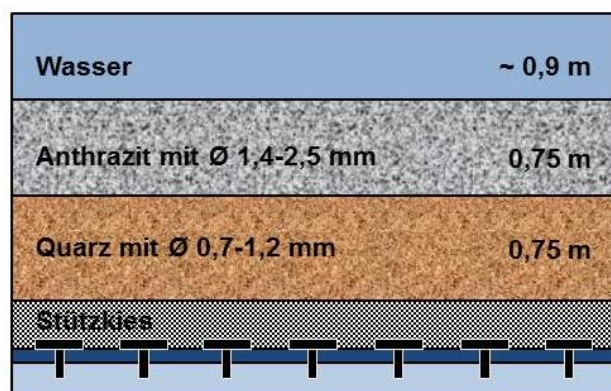
Die Tuchfiltration erfordert einen Strombedarf von 5.000 kWh/a. Der Personalbedarf wird mit 0,2 MA/a angesetzt. Die sonstigen Betriebskosten liegen bei 5.000 €/a.

3.3.4 Sandfilter im Hauptstrom

Bei Sandfiltern ist die „Maschenweite“ grundsätzlich etwas größer als bei Mikrosieben oder Tuchfiltern. Im Gegensatz zu Mikrosieben und Tuchfiltern, die in eher zweidimensionalen Filterebenen wirken, entfalten Sandfilter ihre Wirkung über eine relativ lange Filterstrecke, weshalb sie auch als Raumfilter bezeichnet werden. Hierdurch entsteht zwar keine höhere Betriebssicherheit, wohl aber ein etwas höherer Abscheidegrad von 1-2 mg AFS/l.

Sandfilter können als Silo oder als Filterkammern konstruiert sein. Bei einem Silo erfolgt der Zulauf von oben über einen Ringspalt zwischen Zulaufrohr und Druckluftheber in das Sandbett mittels radial angeordneten Verteilers. Während das Abwasser das Sandbett von unten nach oben durchströmt, werden die Feststoffe im Sandbett zurückgehalten. Das Filtrat fließt über ein Wehr im oberen Teil des Behälters ab. Die abfiltrierten Feststoffe werden über einen Luftheber zusammen mit dem Sand aus der Trichterspitze des Filters gefördert. Dort werden die Feststoffpartikel vom Sand abgetrennt. Dieses System kann entweder in einen Stahlbehälter oder bei größeren Wassermengen auch in Betonbauweise realisiert werden.

Die nachfolgende Abbildung stellt den generellen Aufbau eines Sandfilters in Filterkammer-Konstruktion ohne GAK dar:



Gemäß Empfehlung der DWA ATV-A 203 sollte die Filtergeschwindigkeit bei der Konstruktion eines Sandfilters bei 7,5 m/h bei Trockenwetter (180 m³/h) liegen. Die benötigte Oberfläche wäre in diesem Fall 24 m² groß. Im betrachteten Fall wäre die Installation von drei Filterkammern mit einer

Oberfläche von 12 m² (4 m x 3 m) sinnvoll. So kann einer der Filter gereinigt werden, während die anderen beiden in Betrieb sind. Die Gesamtgröße der installierten Filteroberfläche würde sich auf 36 m² belaufen.

Die Investitionskosten für die Installation einer Sandfiltration liegen bei 1.150.000 €.

| Investitionskosten | | |
|---------------------------|------------------|----------|
| Bau | 600.000 | € |
| M-Technik | 300.000 | € |
| E-Technik | 250.000 | € |
| Investitionskosten | 1.150.000 | € |

Um die Funktionalität der Filter zu erhalten sind regelmäßige Rückspülungen erforderlich, welche abgesetzte Partikel entfernen. Dabei wird Wasser rückwärts durch das Filtermedium gepumpt, in manchen Fällen ist in dem Prozess zusätzlich komprimierte Luft enthalten. Die empfohlene Durchflussgeschwindigkeit des Wassers bei der Rückspülung ist 20 m/h in einem Zeitraum von 10 Minuten. Dies bedeutet, dass ein Durchfluss von 240 m³/h bzw. 40 m³ erforderlich sind. Im Verhältnis dazu sollte die komprimierte Luft mit einer Geschwindigkeit von 30 m/h innerhalb von 15 Minuten eingetragen werden. Dementsprechend ist ein Luftfluss von 360 m³ bzw. 90 m³ für eine optimale Rückspülung notwendig. Der gereinigte Sand fällt auf das Sandbett zurück. Die abgetrennten Feststoffe werden mit einem Teil des Filtratwassers als sogenanntes Waschwasser aus dem Filter abgeschieden und zurück in die Kläranlage befördert.

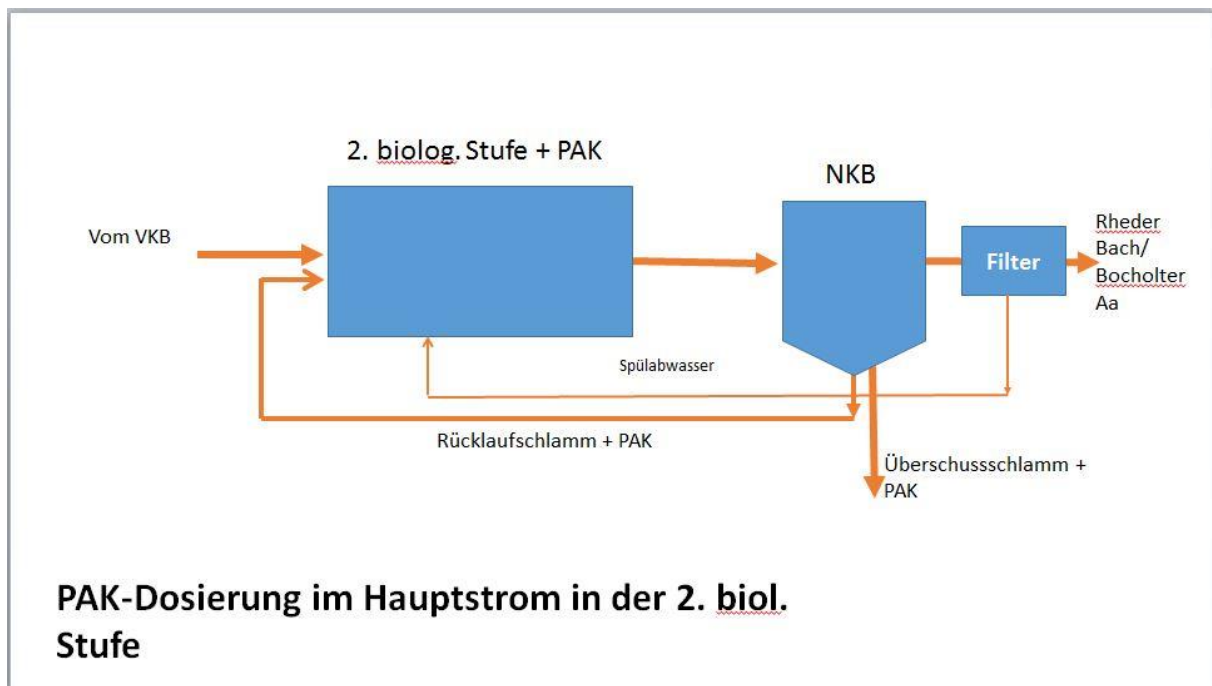
Eine Sandfiltration in Rhede hätte einen Strombedarf von etwa 30.000 kWh/a. Der Personalbedarf wird mit 0,2 MA/a angesetzt. Die sonstigen Betriebskosten liegen bei 8.000 €/a.

3.3.5 Simultane PAK-Adsorption im Hauptstrom

Für die Anwendung von PAK sind verschiedene Verfahrenstechniken denkbar. So kann diese zum einen direkt in die Belebungsstufe hinzudosiert und zum anderen nachgeschaltet in einem Kontaktreaktor mit dem Abwasser vermischt werden. Hier wird zunächst die simultane PAK-Adsorption im Hauptstrom betrachtet.

Im Allgemeinen werden Dosierungen zwischen 20 mg/l und 50 mg/l PAK erforderlich. Für Rhede wird im Rahmen dieser Studie von einer mittleren Dosierung von 30 mg/l ausgegangen. Ggf. sollten Laborversuche und Analysen durchgeführt werden, um eine optimale Dosierung für die lokalen Abwassereigenschaften zu bestimmen. Grundsätzlich hat die Dosiermenge aber eher mäßigen Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit der simultanen PAK-Dosierung.

Bei der Dosierung wird entweder eine konzentrierte PAK-Suspension hinzugegeben oder die PAK wird abgewogen und mittels einer Schneckenpumpe in einen Wasserstrahl eingemischt. Der Aufwand für Regelung der Dosierung ist vergleichsweise gering. Die Dosierung kann entweder proportional zum momentanen Zufluss oder anhand einer gemittelten Tagesganglinie erfolgen. Auch kann proportional zur DOC-Fracht dosiert werden. Weiterhin kann eine Trübungsmessung im Auslauf sinnvoll sein, um den Abtrieb von Kohleschlamm feststellen zu können.



Am Ende des Prozesses muss die Aktivkohle aus dem Abwasser entfernt werden, um die Einleitung von feinsten ungebundenen Kohlepartikeln in das Gewässer zu verhindern. Dazu ist eine nachgeschaltete Filtration in Form einer Membran-, Tuch- oder Sandfiltration erforderlich. Eine Zugabe von Flockungshilfsmitteln begünstigt die Effizienz der Filtration, wobei die Anforderungen an die Flockungsstruktur und dementsprechend an die Dosiermenge der Flockungsmittel sich je nach Filterart unterscheiden.

Bei einer PAK-Dosierung von 10 mg/l bzw. 10 g/m³ erhöht sich laut Studien die Schlammproduktion rechnerisch um 15-30 g TS/m³, d.h., dass der Schlammanfall das 1,5- bis 3fache der dosierten PAK-Menge beträgt. Im Rahmen der Studie wird mit einer PAK-Dosierung von 30 g/m³ in die Belebung und einem Mehrschlammanfall um 50 g TS/m³ bzw. der 1,7fachen Dosiermenge ausgegangen.

PAK wird trocken in einem Silo gelagert, anschließend benetzt und dosiert. Kleinere Mengen an Pulveraktivkohle werden in sogenannten „Big Packs“ (200-500 kg) angeliefert, größere Mengen in Tanklastwagen. Mit einem Silofahrzeug können 20.000 kg (bei einer Dichte von 500 kg/m³ entsprechend 40 m³) angeliefert werden. Das Lagersilo hat i.d.R. eine Kapazität von ebenfalls 40 m³ und wird mit Hilfe von Druckluft über ein Silofahrzeug befüllt. Im Silo wird zunächst eine geringere Lagerungsdichte von ca. 420 kg/m³ erreicht. Das Silo sollte auf eine Mindestvorhaltung von 20 Tagen konzipiert sein. Das erfordert ein Vorhaltevolumen von mindestens:

- 0,03 kg PAK/m³ Abwasser * 4.260 m³/d = 130 kg PAK/d
- 20 d * 130 kg PAK/d / 420 kg/m³ = 6,2 m³ Vorhaltevolumen

Generell ist bei simultaner oder nachgeschalteter PAK-Dosierung zu beachten, dass eine spezielle Beschichtung der Pumpen, Rohrleitungen usw. erforderlich ist, da Aktivkohle abrasiv ist. Darüber hinaus benötigt eine Aktivkohlestufe nur einen geringen sicherheitstechnischen Aufwand. Bei der

Lagerung von PAK kann es bei Fehlmanipulationen zu Staubexplosionen kommen, im PAK-Silo ist eine Temperaturüberwachung notwendig, um Glimmbrände zu erkennen. Zusätzlich muss das Einatmen von Kohlestaub durch das Betriebspersonal verhindert werden.

Zur Durchführung der Maßnahme sind voraussichtlich Investitionskosten in Höhe von ungefähr 600.000 € erforderlich:

| Investitionskosten | | | | |
|--|----------------|-----------|-----------|----------|
| | Bau | M-Technik | E-Technik | |
| Fundamente | 15.000 | | | € |
| Rohrleitungen | 20.000 | 15.000 | | € |
| PAK Lagersilo und - Dosiereinrichtung | | 280.000 | | € |
| Pumpen | | 40.000 | | € |
| Mess- und Regeleinrichtung | | 15.000 | | € |
| EMSR-Technik | | | 100.000 | € |
| Sonstiges | 65.000 | 50.000 | | € |
| Summe | 100.000 | 400.000 | 100.000 | € |
| Investitionskosten | 600.000 | | | € |

Bei einer Jahresabwassermenge von ca. 1,5 Mio. m³/a und einer PAK-Dosierung von 30 g/m³ wird von einem PAK-Bedarf von 47 t/a und einer Erhöhung der Schlammproduktion um 75 t TS/a ausgegangen. Bei einem TS-Gehalt von 20 % im Ausgang der Kammerfilterpresse ergibt sich ein Mehrschlammanfall von 375 t/a. Die PAK-Zugabe erfordert einen Strombedarf von 40.000 kWh/a. Der Personalbedarf ist mit 0,1 MA/a anzusetzen. Die sonstigen Kosten liegen bei 6.000 €/a.

3.3.6 Nachgeschaltete PAK-Adsorption im Hauptstrom

Im Gegensatz zur simultanen PAK-Adsorption sind für die nachgeschaltete Variante ein Kontaktreaktor/Kontaktbecken und ein Sedimentationsbecken erforderlich. Dafür ist die benötigte Aktivkohlemenge mit 20 mg/l geringer. Für den Kontaktreaktor mit einer Aufenthaltszeit von 0,5 h sind bei einer hydraulischen Beaufschlagung von maximal dem Trockenwetterzufluss von $Q_t = 180 \text{ m}^3/\text{h}$ folgende Hauptabmessungen erforderlich

- Volumen (180 m³/h * 0,5 h) 90 m³
- Oberfläche (gewählte Wassertiefe 3 m) 30 m²

Die Pulveraktivkohle wird auch in diesem Fall in einem Silo gelagert, das auf eine Mindestvorhaltung von 20 Tage konzipiert wird. Das rechnerische Vorhaltevolumen fällt etwas kleiner aus.

Zur Durchführung der Maßnahme sind voraussichtlich Investitionskosten in Höhe von ungefähr 1.300.000 € erforderlich:

| Investitionskosten | | | | |
|---------------------------|------------------|-----------|-----------|----------|
| | Bau | M-Technik | E-Technik | |
| Kontaktbecken | 225.000 | 15.000 | 50.000 | € |
| Sedimentationsbecken | 375.000 | 35.000 | 50.000 | € |
| Dosierung | 100.000 | 400.000 | 50.000 | € |
| Summe | 700.000 | 450.000 | 150.000 | € |
| Investitionskosten | 1.300.000 | | | € |

Bei einer Jahresabwassermenge von ca. 1,5 Mio. m³/a und einer PAK-Dosierung von 20 g/m³ wird von einem PAK-Bedarf von 32 t/a und einer Schlammproduktion von 35 t TS/a ausgegangen. Bei einem TS-Gehalt von 20 % im Ausgang der Sedimentation ergibt sich ein Mehrschlammfall von 250 t/a. Die PAK-Zugabe und der Betrieb des Kontakt- und Absetzbeckens erfordern einen Strombedarf von 60.000 kWh/a. Der Personalbedarf ist mit 0,2 MA/a anzusetzen. Die sonstigen Kosten liegen bei 10.000 €/a.

3.3.7 GAK-Adsorption per Druckkessel im Hauptstrom

GAK-Druckkessel haben üblicherweise ein Volumen von 20 m³. Teils werden zwei Kessel in Serie geschaltet (2-stufiges Verfahren). Der frische Behälter kommt als Polzeifilter nach hinten. Für die nachgeschaltete Verwendung in Rhede erscheint die 1-stufige Variante ohne Polzeifilter als ausreichend. Für eine Kontaktzeit von 20 Minuten ist ein Kesselvolumen von 60 m³ erforderlich, so dass in Rhede z.B. 3 Kessel zu je 20 m³ zum Einsatz kämen. Die nachfolgende Tabelle stellt die geschätzten Investitionskosten für die Installation einer nachgeschalteten GAK-Kesselanlage inkl. Rohrleitungen, Ventilen und Spül- und Regelungstechnik dar.

| Investitionskosten | | | | |
|---------------------------|------------------|-----------|-----------|----------|
| | Bau | M-Technik | E-Technik | |
| Halle für Druckkessel | 250.000 | | | |
| Rohrleitungen | 20.000 | 40.000 | | € |
| Druckkessel | 150.000 | | | € |
| Pumpen | | 80.000 | | € |
| Armaturen | | 35.000 | | € |
| EMSR-Technik | | | 300.000 | € |
| Sonstiges | 80.000 | 45.000 | | € |
| Summe | 500.000 | 200.000 | 300.000 | € |
| Investitionskosten | 1.000.000 | | | € |

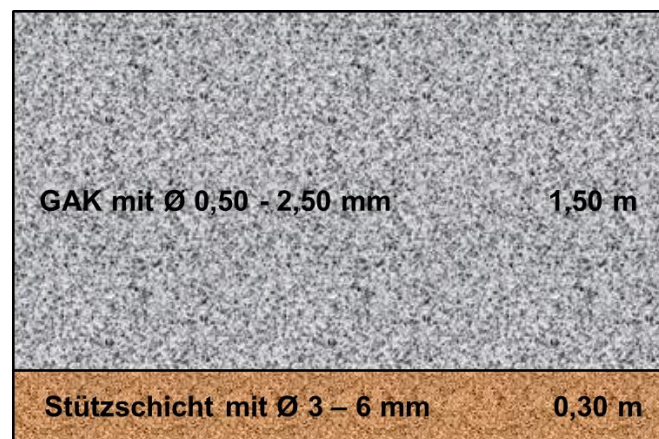
Der GAK-Bedarf ist im Zusammenhang mit der Kontaktzeit und spezifischen Oberfläche höher als bei der nachgeschalteten PAK-Dosierung. Wie bei der simultanen PAK-Dosierung kann mit einem Bedarf von 30 g/m³, d.h. 45 t/a gerechnet werden. Für reaktivierte granulierten Aktivkohle wird mit 900 €/t gerechnet.

Das Filtervolumen von 60 m³ (3*20 m³ Volumen in Druckkesseln von je 3,5 m Durchmesser und 2 m Höhe) enthält bei 500 kg/m³ ein GAK-Gewicht von 30 t. Etwa alle 8 Monate ist also das Filtermaterial in den Druckkesseln zu wechseln. Die GAK-Adsorption hat einen Strombedarf von 40.000 kWh/a. Der Personalbedarf ist mit 0,2 MA/a anzusetzen. Die sonstigen Betriebskosten liegen bei 8.000 €/a.

Dem GAK-Druckkessel kann ein Sand- oder ein Tuchfilter nach 3.3.3 bzw. 3.3.4 mit entsprechenden Investitions- und Betriebskosten vorgeschaltet werden. Eine vorgeschaltete Filtration kann die Häufigkeit der Spülungen reduzieren. Eine nachgeschaltete Filtration ist nicht erforderlich.

3.3.8 GAK-Filter im Hauptstrom

GAK-Filter stellen eine Kombination aus einer GAK-Adsorption und einem Raumfilter dar. Die Durchströmung erfolgt von oben nach unten. Zur Gewährleistung ausreichender Kontaktzeiten wird eine relativ dicke Adsorptionsschicht angeordnet. Die darunter liegende Stützschiicht kann nach bisherigen Erfahrungen dagegen relativ dünn ausfallen.



Um eine effektive Filterwirkung der GAK-Filter zu erreichen, ist eine Kontaktzeit von mindestens fünf Minuten erforderlich. Die durchschnittliche Kontaktzeit zwischen Aktivkohle und Abwasser, die vom in der GAK enthaltenen Porenvolumen abhängt, sollte aber 15-35 Minuten betragen. Auch sollten Filtergeschwindigkeiten von 7-12 m/h nicht überschritten werden.

Die behandelte Wassermenge beträgt 180 m³/h. Zur Elimination von Mikroschadstoffen ist bei einer Filtergeschwindigkeit von max. 7 m/h eine Filterfläche von min. 26 m² erforderlich. Bei einer GAK-Höhe von 1,5 m beträgt das GAK-Volumen dann 38 m³ bzw. 19 t GAK. Maßgebend ist also die Kontaktzeit, so dass mindestens 60 m³ bzw. 30 t vorgesehen werden sollten. Dies entspricht bei 1,5 m Schüttdicke einer Filterfläche von 40 m². Bei einem GAK-Verbrauch von 45 t/a ist ein GAK-Wechsel etwa alle 6 Monate angezeigt.

Die Raumfiltration erfordert zudem Speicherplatz für das Spül- und das Schlammwasser.

Die nachfolgende Tabelle stellt die geschätzten Investitions- und Kapitalkosten für die Installation eines nachgeschalteten GAK-Filters inkl. M- und EMSR-Technik dar.

| Investitionskosten | | | | |
|---------------------------|------------------|-----------|-----------|----------|
| | Bau | M-Technik | E-Technik | |
| Bau Filter | 700.000 | | | |
| Rohrleitungen | 40.000 | 120.000 | | € |
| Pumpen | | 200.000 | | € |
| Armaturen | | 60.000 | | € |
| EMSR-Technik | | | 350.000 | € |
| Sonstiges | 160.000 | 20.000 | | € |
| Summe | 900.000 | 400.000 | 350.000 | € |
| Investitionskosten | 1.650.000 | | | € |

Der GAK-Bedarf liegt bei 45 t/a. Die GAK-Filtration erfordert einen Strombedarf von 30.000 kWh/a. Der Personalbedarf beträgt 0,3 MA/a. Die sonstigen Kosten liegen bei 11.000 €/a.

3.3.9 Ozonung im Hauptstrom

Das Ozon muss vor Ort erzeugt werden, da es instabil ist und dementsprechend innerhalb kurzer Zeit zu elementarem Sauerstoff zerfällt. Außerdem ist es bei hoher Konzentration und hohem Druck explosiv, was das Abfüllen in Druckflaschen unmöglich macht. Zur Herstellung des Ozons ist ein Ozongenerator erforderlich. Die Ozonproduktion erfolgt durch elektrische Entladung aus Sauerstoff und verbraucht Strom, der zu einem Großteil (ca. 90%) in Wärme umgewandelt wird.

Als Rohstoffe können Reinsauerstoff oder getrocknete Luft dienen. Hierbei ist zu beachten, dass Luft aufgrund ihres relativ niedrigen Sauerstoffgehalts (ca. 20%) weniger effizient ist als Reinsauerstoff und getrocknet werden muss, was den Energiebedarf erhöht. Wenn Ozon aus Reinsauerstoff gewonnen wird, beträgt der Effektivitätsfaktor 0,1 kg O₃/ kg O₂. Dementsprechend wird in der Regel vor Ort angelieferter Reinsauerstoff verwendet.

Die Komponenten einer Ozonung sind also die Sauerstoffbevorratung, die Ozonproduktion, der Ozonungsreaktor mit der Restozonvernichtung zur Entfernung des Restozons aus der Abluft des Ozonungsreaktors. Das Ozon wird mittels Diffusoren oder einem Mischer in den Ozonungsreaktor eingetragen, wo es mit den Abwasserinhaltsstoffen reagiert. Ein Nachteil der Ozonung ist die Notwendigkeit des Einbaus ozonbeständiger Materialien wie Edelstahl oder Teflon.

Die maximal zulässige Arbeitsplatzkonzentration für Ozon liegt bei 200 µg/m³. Eine höhere Exposition führt je nach Dosis zu starken Reizungen, Übelkeit und Atemnot, bei wiederholter Exposition erhöht sich das Risiko für Atemwegserkrankungen. Um das Betriebspersonal zu schützen, sind geeignete Sicherheitsvorkehrungen zu treffen.

Die wichtigsten Parameter für die Elimination von Mikroschadstoffen stellen die Dosierung, Mischung und Reaktionszeit dar:

Die durchschnittliche Verweilzeit des Abwassers im Ozonungsreaktor liegt bei 15-30 Minuten. Bei der Abwassermenge von 180 m³/h und einer Aufenthaltszeit im Reaktor von 20 Minuten ergibt sich ein

erforderliches Beckenvolumen des Ozonungsreaktor von 60 m³. Damit werden für den Reaktor eine Tiefe von 3 m und eine Oberfläche von 20 m² empfohlen.

Übliche Ozondosierung liegen zwischen 2 und 10 g Ozon/m³ Abwasser oder 0,4-1,2 g Ozon/g CSB. 10 g Ozon/m³ entsprechen bei 180 m³/h einem maximalen Ozonbedarf von 1,8 kg/h. Der Ozonerzeuger könnte hier auf eine maximale Produktion von 5 kg/h ausgelegt sein.

Die maximal produzierbare Ozonkonzentration beträgt rund 220 g/Nm³ Reinsauerstoff, darüber kann es zu Spontanentzündungen kommen. Bei einer Ozon-Konzentration von 180 g/Nm³ entsprechen 1,8 kg/h einem Gasdurchsatz von 10 Nm³/h. Bei einer Jahresabwassermenge von 1,5 Mio. m³/a, einer mittleren Ozondosierung von 8 g/m³ und einem Sauerstoffbedarf von 0,1 kg O₃/kg O₂ resultiert ein Sauerstoffbedarf von 120 t/a.

Zur Lagerung ist ein Sauerstofftank mit rund 20 t Nutzvolumen denkbar, was einen Sauerstoffvorrat für 60 d ergibt. 50 bis 100 d sind angemessen. Bei der Befüllung durch Tankwagen kann Sauerstoff austreten, sodass die Umgebung von Spontanentzündungen geschützt werden muss. Dies kann z.B. mittels Stahlplatten vor dem Tank geschehen.

Die Investitionskosten für die Installation der Ozonungsanlage betragen etwa 950.000 €:

| Investitionskosten | | | | |
|---|----------------|-----------|-----------|----------|
| | Bau | M-Technik | E-Technik | |
| Reaktionsbecken und Einbindung | 180.000 | | | € |
| Sauerstofftank, Kühlung und Einhausung Ozonerzeuger | 25.000 | 390.000 | 50.000 | € |
| EMSR-Technik | | | 200.000 | € |
| Sonstiges | 45.000 | 60.000 | | € |
| Summe | 250.000 | 450.000 | 250.000 | € |
| Investitionskosten | 950.000 | | | € |

Die Ozonerzeugung sollte aus Reinsauerstoff erfolgen. Folgende technische und monetäre Randbedingungen liegen der Kostenberechnung zu Grunde: spezifischen Ozonerzeugung Ozondosis (8 mg O₃/l) und spezifischer Preis für Reinsauerstoff (0,2 €/kg).

Die Ozonung erfordert in Rhede einen Strombedarf von rund 100.000 kWh/a. Der Personalbedarf wird mit 0,3 MA/a angesetzt. Die sonstigen Betriebskosten betragen ca. 7.000 €/a.

3.3.9 Nachbehandlung hinter einer Ozonung im Hauptstrom

Wie schon bereits erwähnt, können bei der Ozonung von Abwasser toxische Nebenprodukte, wie das karzinogene Bromat, Nitrosamine oder Formaldehyde entstehen. Die bedenklichste Substanz ist dabei das Bromat, das bei Bromid-haltigem Abwasser entstehen kann. Der Trinkwassergrenzwert für Bromat liegt bei 10µg/l. Falls die Bromid-Konzentration im Abwasser über 50 µg/l liegt, ist die Bromat-Bildung z.B. durch pH-Wert-Erhöhung unter Zugabe von Ammonium verringern.

Iodate sind die Haupt-Transformationsprodukte bei Ozonung von Iodid-haltigem Abwasser. Allerdings werden diese als unproblematisch angesehen, da sie endogen wieder zu Iodid umgewandelt werden. Chloride können während der Ozonung nicht entstehen. I.d.R. und in Rhede ist also nicht davon auszugehen, dass toxische Transformationsprodukte ins Gewässer gelangen.

Um der potentiellen Gefahr der Einleitung von toxischen Transformationsprodukten ins Gewässer zuvorzukommen, wird in einigen Studien eine Nachbehandlung des Abwassers empfohlen. Dabei wird zwischen naturnahen und technischen Verfahren unterschieden:

Zu den naturnahen Verfahren zählen vor allem Bodenfilter und Abwasserteiche. Beim Bodenfilter wird der Reinigungseffekt durch die Filterwirkung sowie Sorptionsprozesse des Erdreichs erreicht. Zusätzlich kommt es zur Bildung eines Biofilms, der zum biologischen Abbau der Substanzen beiträgt. In Abwasserteichen, auch Schönungsteiche genannt, kommt der Reinigungseffekt vornehmlich durch Sedimentation und biologischen Abbau zustande. Außerdem findet im geringen Maße auch ein Zerfall durch Sonnenbestrahlung statt. Ein Nachteil der Verfahren ist der relativ große Platzbedarf. Jedoch benötigen diese nur einen geringen Energieaufwand.

Technische Verfahren sind z.B. Sandfilter, Biofilter oder Wirbelbettverfahren. Am gängigsten ist dabei der Einsatz von Sandfiltern. Neben der Filtrationswirkung tritt hierbei ebenfalls biologischer Abbau auf, der auf den gebildeten Biofilm auf den Sandkörnern zurückzuführen ist. Technische Verfahren zeichnen sich durch einen geringen Platzbedarf aus. U.U. kann auch die Überleitung zur Aa zur Nachbehandlung beitragen. Dies hängt mit den möglichen Umwandlungsprozessen während der ca. 30-minütigen Aufenthaltszeit im dunklen Rohr bei Trockenwetter zusammen.

4 STUDIE ZUM ENERGIEEINSATZ

4.1 Ausgangszustand der Kläranlage

4.1.1 Stromverbrauch

4.1.1.1 Aktuelle Verbrauchswerte

Die KA Rhede hatte 2012 einen Stromverbrauch von rund 1.100.000 kWh/a, der im Vergleich zu den Vorjahren 2007 bis 2011 wenig variierte. Das Jahr 2012 kann daher auch für die Studie der Energiebilanz als Bezugsjahr weiteren Betrachtungen zugrunde gelegt werden. Zum gemessenen Gesamtverbrauch ist ein Blindstromverbrauch von rund 10 % bzw. 110.000 kWh/a zu addieren, so dass der Gesamtverbrauch mit 1.210.000 kWh/a anzusetzen ist (vgl. Anlage 1-3).

Neben dem vorgenannten Gesamtverbrauch der Kläranlage ist nur der Stromverbrauch der Belüfterwalzen (rund 240.000 kWh/a) und der Drehkolbengebläse (rund 145.000 kWh/a) zur Sauerstoffversorgung der 2. Stufe konkret bekannt. Weitere direkte Verbrauchsmessungen werden nicht durchgeführt. Der Verbrauch der übrigen Hauptverbraucher musste deshalb auf Basis einer Aggregatliste (vgl. Anhang 4-2) mit den Leistungsaufnahmen gemäß Typenschild bzw., sofern verfügbar, der gemessenen Stromaufnahme und den täglichen Betriebszeiten ermittelt werden. Für die Nebenverbraucher wird hier ein Verbrauch von 20.000 kWh/a angenommen.

Der so rechnerisch ermittelte Gesamtverbrauch entspricht mit rund 1.220.000 kWh/a dem tatsächlichen Verbrauch von 1.210.000 kWh/a. Im Weiteren kann somit von folgenden, aktuellen Verbrauchswerten ausgegangen werden (vgl. Anlage 1-3):

| | |
|------------------|---------------|
| Zulaufpumpwerk | 100.000 kWh/a |
| FB-Umwälzung | 45.000 kWh/a |
| Abluftabsaugung | 40.000 kWh/a |
| Nebenverbraucher | 20.000 kWh/a |

1. Stufe

| | |
|----------------|---------------|
| Belüftung (BC) | 335.000 kWh/a |
| Umwälzung | 0 kWh/a |
| RS-PW | 40.000 kWh/a |

2. Stufe, altes Becken (BB1)

| | |
|-----------|---------------|
| Belüftung | 240.000 kWh/a |
| Umwälzung | 90.000 kWh/a |
| RS-PW | 80.000 kWh/a |

2. Stufe, neues Becken (BB2)

| | |
|-----------|---------------|
| Belüftung | 145.000 kWh/a |
| Umwälzung | 30.000 kWh/a |
| RS-PW | 45.000 kWh/a |

Gesamtverbrauch 1.215.000 kWh/a (\cong 39 kWh/EW/a (bei rund 31.000 EW))

Ausgehend von diesem Gesamtverbrauch liegt der Tagesverbrauch im Mittel bei 3.300 kWh/d und schwankt zwischen 2.500 und 4.000 kWh/d. Die maximale Leistungsaufnahme der Kläranlage erreicht derzeit 250 kW zzgl. Blindleistung, d.h. rund 275 KW insgesamt. Leistungsspitzen ergeben sich insbesondere bei Regenwetter durch erhöhte Eintauchtiefen der Walzenbelüfter und bei Betrieb der Kammerfilterpressen durch die Ammoniumrückbelastungen.

4.1.1.2 Spezifischer Stromverbrauch

Die Anlage hat bei Ansatz von 1,22 Mio. kWh/a und 31.000 EW einen Energiebedarf von 39 kWh/EW/a, der gemäß DWA einem Verbrauch von i.M. 35 kWh/EW/a bei Vergleichsanlagen gegenübersteht. Der etwas erhöhte Energiebedarf steht im Zusammenhang mit einigen Besonderheiten der KA Rhede:

Unter damaligen Gesichtspunkten (relativ geringe Energiekosten, Irrelevanz der CO₂-Emissionen, hoher Abwasseranteil aus der Textilindustrie) erfolgte der Ausbau der KA Rhede als AB-Anlage für 43.000 EW in Hochlage, d.h. mehrstufig, in entsprechender Größe und unter Bau der Becken oberhalb des Geländes und des Grundwassers. Im weiteren Ausbau wurden den hoch gelegenen Anlagen aus wirtschaftlichen Gründen weitere, noch höher liegende Anlagenteile (neue Rechen- und Sandfanganlage) vorgeschaltet. Dies führte zu deutlichen Einsparungen von Baukosten. Gleichzeitig sorgt es dafür, dass das Zulaufpumpwerk erhebliche und die Rücklaufschlammumpumpwerke etwas erhöhte Förderhöhen überbrücken müssen. Darüber hinaus verbleibt durch die Hochlage über

Gelände und Grundwasser am Ende zwischen dem Wasserspiegel in der Nachklärung und HHW im Rheder Bach noch eine Höhendifferenz von fast 4 m.

Die Bebauung rückte im Laufe der Zeit näher an die Kläranlage. Das führte zu potentiellen Geruchsbelästigungen bzw. zu allgemein üblichen Emissions- und Immissionsbetrachtungen im Rahmen der Kläranlagenerweiterungen. Aus diesen wiederum resultierte die Erfordernis zur Prävention von Geruchsemission und zur Einhausung der Rechen- und Sandfanganlage, die eine energiezehrende Abluftbehandlung erforderlich machte. Diese konnte zwischenzeitlich betrieblich auf eine reduzierte kontinuierliche, später intermittierende Abluftabsaugung reduziert werden, da kein tatsächlicher Bedarf zur Abluftbehandlung besteht.

Bei Anlagenmodernisierungen konnten alte Anlagenteile in die Neuanlage integriert werden. In der Summe mehrerer Erweiterungen, die unter Berücksichtigung jeweils noch hoher Industrieanteile vorgenommen wurden, resultierte einerseits eine mehrstufige Anlage mit relativ großen Volumina, andererseits blieben flache, oberflächenbelüftete Becken erhalten. Später führten Anlagenmodernisierungen und Vorbehandlungen seitens des Textilausrüsters zu deutlichen Verminderungen der eingeleiteten Frachten und zu einer deutlichen Verminderung der tatsächlichen Anschlussgröße. Unter der gleichzeitigen Erhöhung der Ansprüche an die Gewässerreinigung erfolgte andererseits natürlich keine Außerbetriebnahme von Anlagenteilen. So resultiert der eingangs aufgeführte, etwas erhöhte Energiebedarf von 39 kWh/EW/a.

4.1.2 Vergleiche einzelner Verbrauchswerte

Durch die Höhendifferenzen, die Mehrstufigkeit, die Unterlastung, die Oberflächenbelüftung, die Abluftbehandlung usw. ist der etwas erhöhte Energieverbrauch bezogen auf die tatsächliche Anschlussgröße grundsätzlich schnell zu erklären. Durch eine Detaillierung der Verbrauchsvergleiche sind aufgrund der Besonderheiten der KA Rhede weitere Erkenntnisse aber nicht ohne Weiteres zu gewinnen, da viele Vergleichswerte nicht direkt übertragbar sind und in Rhede auch keine detaillierte Erfassung von Verbrauchswerten erfolgt, so dass hier nachfolgende, theoretische Betrachtungen erforderlich werden:

Pumpwerke:

Für die drei vorgenannten Pumpwerke ergeben sich folgende Gesamtwirkungsgrade, die alle hydraulischen und mechanischen Verluste in den Pumpen und Leitungen sowie alle elektrischen Verluste im Motor, den Leitungen und Steuerungen (FUs etc.) inkludieren.

Zulaufpumpwerk

1,4 Mio. m³/a über 10 m bei 2,7 W/m³/m = 38 MWh/a bzw. 38 % von 100 MWh/a

(38 % entsprechen dabei einem guten Wirkungsgrad)

Rücklaufschlammumpwerk der 1. Stufe (ohne genaue Kenntnis der Rücklaufmenge)

1,0 Mio. m³/a über 1,0 m bei 2,7 W/m³/m = 3 MWh/a bzw. 7 % von 40 MWh/a

Rücklaufschlammumpwerk der 2. Stufe

1,9 Mio. m³/a über 1,4 m bei 2,7 W/m³/m = 7 MWh/a bzw. 6 % von 125 MWh/a

Für das Zulaufpumpwerk ergibt sich ein befriedigender Gesamtwirkungsgrad. Die Wirkungsgrade der beiden Rücklaufschlammumpwerke sind dagegen ungewöhnlich schlecht. Da das Rücklaufschlammumpwerk der 1. Stufe zum Primärschlammumpwerk umgebaut werden sollte, erübrigt sich hier eine nähere Analyse.

Nachteilig für den Energieverbrauch des Rücklaufschlammumpwerks der 2. Stufe sind u.a. die Überdimensionierung der Pumpen und die FU-Steuerung, aus denen demnach zu große Fördermengen resultieren. Problematisch ist vermutlich auch die Hydraulik zum oder vom Pumpwerk (Schaltspiegel, Leitungsführung, Wehrverluste etc.). Neben einer Optimierung der Pumpen und Pumpensteuerung (FU, Schaltspiegel) ist hier ggf. eine bauliche Anpassung der Fließwege und erforderlichlich.

Die Bedarfswerte aller übrigen Pumpen der Aggregatliste sind nicht konkret bekannt, in der Summe aber vernachlässigbar.

Umwälzung:

Die Faulbehälterumwälzung, die durch Schlammumpen erfolgt, ist für ein Faulbehältervolumen von 1.100 m³ mit 11 kW gemäß Handbuch Energie, S. 141 angemessen dimensioniert. Im Jahresmittel werden hiervon nur 5 kW betrieben, so dass sich ein Verbrauch von 45.000 kWh/a und eine spezifische Umwälzleistung von 4,7 W je m³ Faulbehälter errechnen. Diese Werte sind als sehr gut zu bezeichnen, so dass hier kein Einsparpotenzial erkennbar ist.

Für die Umwälzung und Rezirkulation im neuen Belebungsbecken ergeben sich bei einem Verbrauch von 30.000 kWh/a, einem Gesamtvolumen von 3.400 m³ und einer Beaufschlagung durch 35 % von 31.000 EW betriebliche Umwälz- und Rezirkulationsleistungen von 0,3 W/m³ und 2,8 kWh/EW/a. Dieser Wert steht einem Vergleichswerten von 3,6 kWh/E/a gemäß Handbuch Energie, S. 56 gegenüber und ist als gut zu bezeichnen, so dass hier ebenfalls kein nennenswertes Einsparpotenzial vorhanden ist.

Für die Umwälzung der alten Belebungen ergeben sich bei einem Verbrauch von 90.000 kWh/a, einem Gesamtvolumen von 6.800 m³ und einer Beaufschlagung durch 65 % von 31.000 EW betriebliche Umwälz- und Rezirkulationsleistungen von 0,4 W/m³ und 4,5 kWh/EW/a. Auch dieser Wert steht einem Vergleichswerten von 3,6 kWh/E/a gemäß Handbuch Energie, S. 56 gegenüber. Er ist als

unbefriedigend zu bezeichnen. Hier sollten vor einer Anpassung der Aggregate aber Versuche zur betrieblichen Optimierung der Umwälzung gefahren werden. Einsparungen von 15.000-40.000 kWh/a sind so denkbar, rund 20.000 kWh/a werden im Weiteren als erreichbar angenommen.

Generell ist die Abgrenzung von Umwälzung und Belüftung schwierig. U.U. unterstützt die Walzenbelüftung die Umwälzung und Rezirkulation weniger als die Druckbelüftung, auch wenn optisch ein anderer Eindruck gewonnen werden kann. Nachfolgend wird deshalb zunächst folgende Gesamtbetrachtung durchgeführt:

Belüftung und Umwälzung:

Im Fall der KA Rhede ist ein Direktvergleich zwischen der Oberflächenbelüftung und der Druckbelüftung in der 2. Stufe möglich, da hier der Abwasserzstrom proportional zu den Beckenvolumina auf das alte und neue Belebungsbecken aufgeteilt wird:

Der Abwasserzstrom aus der 1. Stufe und der Rücklaufschlamm werden nach Vermischung im Zulaufverteiler entsprechend den Beckenvolumina von 3.400 : 6.800 m³ im Verhältnis von 1 : 2 auf das neue und das alte Belebungsbecken aufgeteilt. Der Energieverbrauch der Belüftung von 145.000 kWh im neuen und 240.000 kWh im alten Belebungsbecken entspricht mit 1:1,7 in etwa diesem Verhältnis. Bei Addition der Verbräuche der Umwälzung von 30.000 und 90.000 kWh ergeben sich Gesamtverbräuche von 175.000 und 330.000 kWh. Mit einem Verhältnis von 1:1,9 entsprechen diese jetzt nahezu der Zulauf- und die Volumenverteilung, so dass insgesamt von einer sehr ähnlichen energetischen Effizienz der beiden Teile der 2. Stufe bzgl. Belüftung und Umwälzung auszugehen ist.

Zur Ermittlung der tatsächlichen Energieeffizienz der Anlagenteile sowie möglicher Einsparpotenziale ist eine nähere Betrachtung der Stoffströme und eine grundlegende Nachbemessung der Anlage durchgeführt worden. Bei der Nachbemessung der Anlage fällt zunächst Folgendes auf:

Die 1. Stufe stellt keinesfalls mehr eine Hochlastbelegung dar. Bei einer geringen Schlammbelastung von rund 0,1 kg/kg/d findet aber mit nur 45 % auch kein sehr weitreichender BSB₅-Abbau statt. Auch die CSB-Elimination in der 1. Stufe ist eher schwach ausgeprägt und liegt bei rund 35 %. Den Bakterien steht ausreichend leicht abbaubares Substrat zur Verfügung und vorwiegend dieses wird eliminiert. Die Stickstoffelimination beschränkt sich auf die Inkorporation in den Überschusschlamm und eine Sedimentation in der Zwischenklärung und beträgt etwa 15 %. Eine Nitrifikation findet nicht statt.

In der 2. Stufe trifft dann das Gegenteil zu: Mangels geringer Mengen leicht abbaubaren Substrats, einer sehr geringer Schlammbelastung und einem hohem Schlammalter sind gute Bedingungen für Stoffwechselspezialisten gegeben, die eine sehr weitgehende CSB-Elimination und Nitrifikation in der 2. Stufe erzielen. Für die Denitrifikation steht wenig leicht abbaubares Substrat zur Verfügung, was durch ausreichend lange Aufenthaltszeiten und eine „endogene“ Denitrifikation kompensiert wird. Probleme für die Denitrifikation durch das niedrige BSB/N-Verhältnis treten jedenfalls nicht auf.

Gemäß Stoffstromanalyse für den Ausgangszustand gelangen jährlich rund 355 t BSB₅/a und 174 t N_{ges}/a in die 2. Stufe. Nach Umrechnung auf 365 Tage und Berücksichtigung einer Elimination von 97 % für BSB₅ und 93 % für N_{ges} ergeben sich dort Abbauraten von 933 kg BSB₅/d und 443 kg N_{ges}/d. Bei Stickstoff können etwa 5 % bezogen auf den BSB-Abbau, d.h. rund 47 kg N_{ges}/d durch Inkorporation in den Belebtschlamm eliminiert werden. Damit sind dann noch rund 396 kg N_{ges}/d zu denitrifizieren.

Bei Ansatz eines relativ niedrigen Sauerstoffbedarfs für die BSB-Elimination von 1,0 kg O₂/kg BSB₅, des praktisch unveränderlichen Sauerstoffbedarfs für die N-Elimination per Nitrifikation und Denitrifikation von 2,9 kg O₂/kg N und einer gemäß Handbuch Energie, S. 114 betrieblich günstigen Eintragsleistung von 1,9 kg O₂/kWh ergibt sich ein Strombedarf für die Belüftung der 2. Stufe von $(1,0 * 933 + 2,9 * 396) / 1,9 * 365 = 400.000$ kWh/a. Im Jahre 2012 wurden 385.000 kWh/a für die Belüftung der 2. Stufe verbraucht. Dieser Verbrauch spiegelt eine günstige Eintragsleistung der Belüftung wieder, der auch für die vermeintlich ineffiziente Walzenbelüftung gilt. Das Handbuch Energie bezeichnet Betriebswerte von nur 1,5 kg O₂/kWh für die Walzenbelüfter bereits als günstig. Die Belüftung der 2. Stufe ist somit als energieeffizient zu bezeichnen. Optimierungspotentiale bzgl. der Aggregate sind hier somit nicht erkennbar.

Anders in der 1. Stufe, in der der Belüftereinsatz von 335.000 kWh/a in 2012 betrieblich bereits auf rund 220.000 kWh/a in 2013 reduziert wurde: Wie in Anlage 1-5 dargestellt, gelangen jährlich rund 342 t BSB₅/a und 128 t N_{ges}/a in die 1. Stufe. Nach Umrechnung auf 365 Tage und Berücksichtigung einer Elimination von 45 % für BSB₅ ergibt sich damit eine Abbaurrate von 421 kg BSB₅/d. In der 1. Stufe erfolgt keine Nitrifikation oder Denitrifikation. Bei Ansatz eines üblichen Sauerstoffbedarfs für die BSB-Elimination von 1,3 kg O₂/kg BSB₅ und einer gemäß Handbuch Energie, S. 114 betrieblich günstigen Eintragsleistung von 1,9 kg O₂/kWh ergibt sich ein Strombedarf für die Belüftung der 1. Stufe von $1,3 * 421 / 1,9 * 365 = 105.000$ kWh/a. Rechnerisch kann der Belüftereinsatz von 2013 also vsl. noch einmal halbiert werden.

In der Summe des vorgenannten Rechenwertes von 105.000 kWh/a für die 1. Stufe und des Erfahrungswertes von 385.000 kWh/a für die 2. Stufe beträgt der Gesamtbedarf für die Belüftung de facto etwa 490.000 kWh/a. Dies entspricht bei Ansatz von 31.000 EW einem Wert von nur noch rund 15,8 kWh/EW/a. Dieser Wert liegt bereits unterhalb des für vergleichbare Anlagenkonstellationen im Handbuch Energie, S. 56 genannten Wert von 23,7 kWh/EW/a. Unter Berücksichtigung des relativ hohen Stickstoffanteils im Zulauf der KA Rhede ist er als günstig zu bezeichnen.

Bei entsprechender Betriebsweise der Belüftung und Umwälzung, ggf. auch einer Aggregateanpassung in der Biochemie kann die Belegung der KA Rhede also voraussichtlich sehr energieeffizient betrieben werden. Eine Umrüstung der Belüftung ist nicht erforderlich. Allerdings wird im nächsten Kapitel eine grundsätzliche Änderung der Verfahrenstechnik untersucht. Darüber hinaus ist bereits vorab eine Vergleichmäßigung der Sauerstoffbedarfs und der Stromaufnahme möglich.

Nebenverbraucher:

Der Stromverbrauch der Nebenverbraucher ist mit 2 % des Gesamtverbrauchs so gering, dass hier, wenn überhaupt, nur vernachlässigbare Einsparpotentiale bestehen. Eine nähere Betrachtung kann deshalb entfallen.

4.2 Ansätze zur Optimierung der Energiebilanz

4.1.2 Ansätze zur Optimierung des Stromverbrauchs

4.1.2.1 Vergleichmäßigung der Sauerstoffbedarfs und der Stromaufnahme

Die spontane Rückführung von Filtratwasser in die Belebung führt zu einem erheblichen Anstieg des Sauerstoffverbrauchs, der einerseits mit einer ebenso spontanen und deutlichen Anstieg des Strombedarfs einher geht und andererseits die für diese Bedarfsspitzen nicht ausgelegten Oberflächenbelüfter an ihre Leistungsgrenzen bringt.

Zur Vermeidung der Eintragungsspitzen ist eine Zwischenstapelung des Filtratwassers sinnvoll. Dies ist auf der Kläranlage Rhede ohne Ergänzung von Leitungen im Voreindicker möglich. Da der Voreindicker aktuell keine weitere Eindickung des Schlammes aus der 1. Stufe erzielt, ist eine entsprechende Umnutzung denkbar. Der Schlamm aus der 1. Stufe kann vom Pumpwerk aus direkt den Faulbehälter beschicken. Investitionen sind nicht erforderlich.

Ergänzend ist eine genauere Regelung des Sauerstoffeintrags zur Reduzierung des Stromverbrauchs sinnvoll. Der vorhandene, ionensensitive Ammoniumanalyser sollte hierfür gegen einen moderneren gassensitiven Analyser ausgetauscht werden. Die Investitionskosten für den Umbau belaufen sich auf rund 30 T€.

In der Summe der beiden vorgenannten Maßnahmen ist eine Reduktion des Stromverbrauchs der Belebung von 5.000 bis 10.000 kWh/a zu erreichen.

4.1.2.2 Vorklärung statt Vorstufe

Im Rahmen der Studie zur Optimierung der Reinigungsleistung wurde vorgeschlagen, die Biochemie der 1. Stufe nur noch zur Teilstrombehandlung des Textilabwassers sowie des Filtratwassers aus der Kammerfilterpresse und das Zwischenklärbecken als Vorklärbecken für das kommunale Abwasser zu nutzen.

Durch die Nutzung der Zwischenklärung als Vorklärung bleibt der Zustrom an BSB und N in die 2. Stufe von der Fracht her im Großen und Ganzen unverändert. In der als Zwischenklärung bemessenen und damit großen Vorklärung werden mindestens 35 % BSB und 15 % N aus dem kommunalen Abwasserzustrom eliminiert. In der 1. Stufe sind es derzeit rund 45 % BSB und 15 % N

bezogen auf 65 % des kommunalen Zulaufs, d.h. de facto 30 % BSB und 10 % N in der Summe. Die Vorklärung wäre also bzgl. des kommunalen Abwasserzustroms wirksamer als die derzeitige 1. Stufe.

Die Teilstrombehandlung wird Eliminationsraten von 40 % CSB, 70 % BSB und 90 % N erreichen, im Vergleich zu 35 % CSB, 45 % BSB und 15 % N im derzeitigen Betrieb der 1. Stufe. In der Summe kann die Belastung der 2. Stufe durch Nährstoffe also um bis zu 10 % abnehmen.

Mit diesen Werten (vgl. Anlage 1-5) ergeben sich bei Umrechnung auf 365 Tage Abbauraten von 55 kg BSB₅/d und 41 kg N_{ges}/d in der Bio-Adsorption. Bei Stickstoff können etwa 5 % bezogen auf den BSB-Abbau, d.h. rund 6 kg N_{ges}/d durch Inkorporation in den Belebtschlamm eliminiert werden. Damit sind dann noch rund 35 kg N_{ges}/d zu denitrifizieren.

Bei Ansatz des Sauerstoffbedarfs von 1,3 kg O₂/kg BSB₅/d und 2,9 kg O₂/kg N/d und einer gemäß Handbuch Energie, S. 114 betrieblich günstigen Eintragsleistung von 1,9 kg O₂/kWh ergibt sich ein Strombedarf für die Belüftung der Teilstrombehandlung von $(1,3 * 55 + 2,9 * 35) / 1,9 * 365 = 33.000$ kWh/a. Für die Umwälzung der halben Biochemie werden 5.000 kWh/a, für die neue Zwischenklärung 2.000 kWh/a und für die neue Vorklärung inkl. Primärschlammabzug rund 5.000 kWh/a angesetzt. Die Rücklaufschlammförderung entfällt.

Der Strombedarf der umgebauten 1. Stufe wird sich hierdurch in der Summe von 335.000 + 40.000 = 375.000 kWh im Bezugsjahr 2012 auf 33.000 + 5.000 + 2.000 + 5.000 = 45.000 kWh reduzieren. Eine Verschlechterung der Eliminationsleistungen in der 2. Stufe ist nicht zu erwarten, insgesamt eher eine leichte Abnahme des Sauerstoffbedarfs und leichte Abnahme der Schlammproduktion um je etwa 5 %. Hieraus resultiert eine Stromeinsparung von mindestens 20.000 kWh/a in der 2. Stufe. Die Gesamteinsparung von minimal 375.000-45.000+20.000 = 350.000 kWh/a ist erheblich.

Der Schlammanfall setzt sich nach Verfahrensumstellung etwa aus 30 m³/d an Primärschlamm und 10 m³/d an Sekundärschlamm zusammen. Es resultiert eine deutliche Erhöhung des Gasanfalls. Derzeit werden i.M. rund 290 Nm³/d bzw. 9,4 l/EW/d produziert. Gemäß Handbuch Energie, S. 231 ist dies ein sehr guter Wert für Stabilisierungsanlagen, der sich bei Einsatz einer Vorklärung mit langer Aufenthaltszeit grundsätzlich verdoppelt. Bei einem realistischen Ansatz von 25 l/E/d bzw. 550 Nm³/d, einem Brennwert von 6,5 kWh/Nm³ und einem elektrischen Wirkungsgrad von 37 % in der Faulgasverstromung entspricht dies einer Einsparung beim Fremdbezug von Strom in Höhe von $550 * 6,5 * 0,37 * 365 = 480.000$ kWh/a.

Der Strombezug kann durch die vorgenannten Verfahrensumstellungen also insgesamt um 350.000 + 480.000 = 830.000 kWh/a bezogen auf 2012 und rund 600.000 kWh/a bezogen auf die aktuelle Verfahrenstechnik bei absolut energieoptimiertem Betrieb reduziert werden. Das entspricht einer Einsparung von 50 bis 70 %. Selbst nach Abzug der derzeit theoretisch möglichen Faulgasverstromung von 240.000 kWh/a auf Basis der Ist-Gasproduktion verbleiben noch 360.000 kWh/a bzw. 36 % Einsparung gegenüber der aktuellen Verfahrenstechnik in absolut energieoptimaler Betriebsweise.

Neben einer verbesserten Elimination von Schwermetallen und Mikroschadstoffen und besserer Entfärbung der Textilabwässer ist die Verfahrensanpassung also energetisch sehr günstig. Darüber hinaus können die derzeitigen Lastspitzen im Pressenbetrieb eliminiert werden.

4.1.2.2 Umwälzung

Bei der Umwälzung der alten Belebung sind Einsparungen von 15.000 bis 40.000 kWh/a denkbar, rund 20.000 kWh/a werden im Weiteren als tatsächlich erreichbar angenommen. Vor einer Auswechslung von Umwälzaggregate sollten in jedem Fall Versuche zur betrieblichen Optimierung gefahren werden.

4.1.2.3 Pumpwerke

Ein dritter Ansatz zur Optimierung des Energieverbrauchs zeigt sich beim Vergleich der Energieverbräuche im Zulaufhebwerk sowie im Rücklaufschlammumpwerk der 2. Stufe (vgl. Anlage 5-3). Hier stehen rund 100.000 kWh für die Förderung des Zulaufs über rund 10 m Förderhöhe einem Verbrauch von 125.000 kWh für die Förderung des Rücklaufschlamm gegenüber. Davon ausgehend, dass der Energiebedarf der Rücklaufschlammförderung unter Berücksichtigung der erforderlichen Fördermengen und -höhen maximal etwa der Hälfte des Verbrauchs am Zulaufpumpwerk, d.h. maximal 50.000 kWh entsprechen sollte, ist hier ein Einsparpotenzial von minimal 75.000 kWh erkennbar, wenn der Gesamtwirkungsgrad der Rezirkulation von 7 % auf mindestens 18 % erhöht wird.

Generell denkbar wären Gesamtwirkungsgrade von über 35 % und Einsparung von über 100.000 kWh/a. Allerdings zeigen Berechnungen, dass die Einsparung nicht proportional mit der Erhöhung des Wirkungsgrads steigt, sondern jeweils eine Verdopplung des Wirkungsgrades zur Halbierung des Energiebedarfs erforderlich ist. Während eine Verdopplung des Wirkungsgrades von 7 auf 14 % einer Einsparung von 62.500 kWh/a gleichkommt, sind es bei einer Verdopplung von 14 auf 28 % nur noch 32.250 kWh/a.

Der sehr hohe Energiebedarf für die Rücklaufschlammführung in der 2. Stufe wird durch folgende Faktoren bedingt:

Der Schlammabzug der beiden Nachklärbecken kann derzeit nur entkoppelt geregelt werden, wenn der Schlammabzug aus den Becken über separate Pumpen erfolgt. Somit werden derzeit ständig 2 Rücklaufschlammumpen betrieben. Diese sind bezogen auf die erforderliche Rücklaufschlammführung für den Parallelbetrieb überdimensioniert. Sie müssen deshalb einerseits per FU im Rahmen des Möglichen abgedrosselt werden. Andererseits fördern sie auch im komplett abgedrosselten Zustand mit mehr Rücklaufschlamm als eigentlich erforderlich ist. Bei einem Abwasserzustrom von 1,5 Mio. m³/a würde vsl. eine Rücklaufschlammmenge von 1,5 Mio. m³/a ausreichen. Tatsächlich gefördert werden aber rund 1,9 Mio. m³/a.

Die starke Drosselung der Pumpen führt neben Verlusten an den FU zu hydraulisch geringen Wirkungsgraden der Pumpen. Gleichzeitig wird mehr Schlamm als nötig gefördert. Die Nachklärbecken sollten deshalb vollständig entkoppelt werden. Hierzu kann im Schlammabzug des Nachklärbeckens 1 analog zum Nachklärbecken 2 ein Schacht mit einem einstellbaren Wehr

installiert werden. (Ergänzend sollte im Schacht für das Nachklärbecken 2 eine verlustarme Rückschlagsicherung vorgesehen werden.)

Nach entsprechendem Umbau kann die Rücklaufschlammförderung aus beiden Nachklärbecken jeweils separat über die Wehre einstellbar und somit entkoppelt von einer Pumpe erfolgen. Die FU-Regelung würde dann nur noch dafür sorgen, dass die Wasserspiegel im Unterwasser der Wehre zur Minimierung der Förderhöhe nicht zu tief fallen. (Die zuvor beschriebene Rückschlagsicherung verhindert bei Stromausfall, dass bei Strom- oder Pumpwerksausfall das höher gelegene Nachklärbecken 1 zum Nachklärbecken 2 abläuft.)

Zur Minimierung der Förderhöhe kann darüber hinaus der Rücklaufschlammaustritt im Sammelschacht um rund 50 cm nach unten verlängert werden, um die Heberwirkung der Leitung zu verbessern, ohne die Rückschlagsicherheit zu reduzieren.

Für den Ergänzung eines Schachtes und die Umbauarbeiten in den beiden anderen Schächten werden Investitionskosten in Höhe von 30 T€ angesetzt, die praktisch nur als Baukosten anfallen. Die Höhe möglicher Einsparungen lässt sich durch betriebliche Versuche ohne Umbaumaßnahmen vorab ermitteln.

4.1.2.4 Abluftbehandlung

Eine letzte relevante Möglichkeit zur Energieeinsparung in der Größenordnung von etwa 20.000 kWh verbleibt im Bereich der Abluftbehandlung durch Reduktion der Abluftströme. Diese ist bei Installation von Rolltoren als Ersatz der Fenster an den Querseiten der Sandfanghalle möglich. Bei geöffneten Toren (Fenstern) ist dann die Abschaltung der Abluftabsaugung möglich. Nur bei geschlossener Halle ist dann noch eine Abluftabsaugung zur Aufrechterhaltung des Ex-Schutzes und der Arbeitssicherheit erforderlich. Die Investitionskosten belaufen sich auf 30 T€, davon je 10 T€ für Bau, M- und E-Technik.

4.1.2.5 Zusammenfassung

Zum Vergleichswert von 35 kWh/EW/a bzw. umgerechnet 770.000 kWh/a verbleibt im energetisch verbesserten Zustand eine Differenz von 65.000 kWh/a. Die verbleibende Differenz lässt sich ohne Weiteres durch den relativ hohen Energiebedarf zur Umwälzung der großen Belebungsbeckenvolumina sowie die relativ große Förderhöhe am Zulaufpumpwerk erklären. Im verfahrenstechnisch veränderten Zustand kann von folgenden Verbrauchswerten ausgegangen werden (in grau der Ausgangszustand):

| | | |
|-----------------|---------------|-----------------|
| Zulaufpumpwerk | 100.000 kWh/a | |
| FB-Umwälzung | 45.000 kWh/a | |
| Abluftabsaugung | 20.000 kWh/a | (140.000 kWh/a) |

| | | |
|------------------------|---------------|-------------------|
| Nebenverbraucher | 20.000 kWh/a | |
| Vorklärung | 10.000 kWh/a | |
| 1. Stufe | | |
| Belüftung | 30.000 kWh/a | (335.000 kWh/a) |
| Umwälzung | 15.000 kWh/a | (0 kWh/a) |
| RS-PW | 5.000 kWh/a | (40.000 kWh/a) |
| 2. Stufe, altes Becken | | |
| Belüftung | 230.000 kWh/a | (240.000 kWh/a) |
| Umwälzung | 70.000 kWh/a | (90.000 kWh/a) |
| RS-PW | 30.000 kWh/a | (80.000 kWh/a) |
| 2. Stufe, neues Becken | | |
| Belüftung | 140.000 kWh/a | (145.000 kWh/a) |
| Umwälzung | 30.000 kWh/a | (30.000 kWh/a) |
| RS-PW | 20.000 kWh/a | (45.000 kWh/a) |
| Gesamtverbrauch | 760.000 kWh/a | (1.215.000 kWh/a) |

Im verfahrenstechnisch veränderten Zustand mit Bio-Adsorption und Vorklärung kann ein Verbrauchswert rund 760.000 kWh/a bzw. umgerechnet 25 kWh/EW/a erreicht werden. Unter Abzug der in Rhede erhöhten Stickstofffracht von etwa 120 kg/d, zu deren Elimination $120 * 0,85 * 2,9 * 365 / 1,9 = 60.000$ kWh/a erforderlich sind, verbleiben rund 700.000 kWh/a bzw. durchschnittliche 23 kWh/EW/a. Diese Werte liegen unterhalb des aktuellen DWA-Mittels von 35 kWh/EW/a.

Betrachtet man alleine die Belebung mit 530.000 kWh/a abzgl. der Sonderlast von 60.000 kWh/a verbleiben rund 470.000 kWh/a bzw. durchschnittliche 15,2 kWh/EW/a für die Belebung. Im Vergleich mit dem Handbuch Energie würde die KA Rhede dann unter dem Wert der S. 55 und S. 56 von 16,6 kWh/EW/a für eine Modellanlage mit Vorklärung und Stickstoffelimination liegen.

4.2.1 Ansätze zur Optimierung des Wärmeverbrauchs

Wärme wird auf der KA Rhede zur Aufheizung des Rohschlammes und zur Beheizung des Betriebsgebäudes "verbraucht". Auf Grundlage der Faulgasverheizung ist von einem Wärmeverbrauch von 600.000 kWh/a für die Aufheizung von Rohschlamm und Faulbehälter und 100.000 kWh/a für die Beheizung des Betriebsgebäudes auszugehen.

Bei der Aufheizung des Rohschlammes sind aufgrund der geringen Schlammproduktion und der relativ guten Entwässerung keine Einsparungen möglich. Andererseits sind die Isolierungen von Faulbehälter und Betriebsgebäude nicht optimal. Im Vergleich zu modernen Anlagen gleicher Größe wären Verbrauchswerten in Höhe von 450.000 kWh/a für die Aufheizung von Rohschlamm und Faulbehälter und 75.000 kWh/a für die Beheizung des Betriebsgebäudes zu erwarten. Die derzeitigen Werte liegen mit insgesamt 700.000 kWh statt 525.000 kWh deutlich höher.

Der maximale Wärmeverbrauch entsteht im Winter. Hier treffen in Rhede niedrige Außentemperaturen und saisonal erhöhte Zulauffrachten zusammen, so dass neben einem generell erhöhten Bedarf zur Schlammaufheizung und Gebäudebeheizung entsprechend erhöhte Schlammproduktionen zu berücksichtigen sind (vgl. Anlage 1-4). Der minimale Wärmebedarf ergibt sich entsprechend während der Sommerferien.

Derzeit schwankt der Wärmebedarf etwa zwischen 1.000 kWh/d im Sommer und 2.000 bis maximal 3.000 kWh/d im Winter. Im Sommer werden dabei jeweils rund 500 kWh/d für die Aufheizung des Rohschlammes und die Beheizung des Faulbehälters verbraucht. Im Winter sind es jeweils mindestens 1.000 kWh/d. Der Rest entfällt auf die Gebäudeheizung.

Durch die Umstellungen in der Verfahrenstechnik erhöht sich der Wärmebedarf für die Aufheizung des Rohschlammes entsprechend der Erhöhung der Schlammmenge um 25 bis 35 %, d.h. rund 200 bis 400 kWh/d. Bei Halbierung der Abstrahlverluste am Faulbehälter sind im Winter Einsparungen von rund 500 kWh/d bei der Beheizung des Faulbehälters möglich. Eine Erhöhung des Wärmebedarfs bei einer Verfahrensänderung im Abwasserbereich kann also ohne Weiteres durch eine verbesserte Isolation des Faulbehälters aufgefangen werden. Eine verbesserte Isolation des Betriebsgebäudes oder eine Gebäudeheizung unter Rest- bzw. Abwärmenutzung sind zur ergänzenden Senkung des Wärmebedarfs denkbar.

4.2.2 Ansätze zur Optimierung der Wärmeerzeugung

Die Wärmeerzeugung erfolgt durch Verbrennung des Faulgases in einer Heizung. Da keine Messung der Wärmeerzeugung oder des Wärmeverbrauchs erfolgt, ist keine Aussage zum Wirkungsgrad der Heizungsanlage möglich. Die übliche Spanne der Abweichungen ist aber gering. Die Heizungsanlage ist relativ modern. Heizöl wird nur zur Versorgung im Störfall eingesetzt und bevorratet. Potenziale zur Verbesserung der Wärmeerzeugung bestehen nicht.

Die Gasproduktion reicht im Ausgangszustand zur Deckung des Wärmeverbrauchs aus, so dass nur in Ausnahmefällen eine Verbrennung des bevorrateten Heizöls erforderlich ist. (In den letzten 5 Jahren war dies nicht erforderlich.)

Bei Einsatz von BHKW zur Faulgasverstromung halbiert sich der thermische Wirkungsgrad der Klärgasnutzung gegenüber der Verheizung. Bei Umstellung der Abwasserreinigung kann die Halbierung der Wärmeproduktion bei Faulgasverstromung durch Verdopplung der Gasproduktion aber vollständig kompensiert werden. Dennoch wird die Erhöhung der Schlammproduktion zu einer gewissen Erhöhung des Energiebedarfs für die Aufheizung des Rohschlammes führen. Diese kann wiederum durch Verbesserung der Isolationen kompensiert werden.

4.2.3 Ansätze zur Optimierung der Gaserzeugung

Die Gasproduktion unterliegt gemäß Vorstudie Schwankungen zwischen 150 und 400 m³/d. Bis 2011 wurden dabei auf der KA Rhede knapp 100.000 m³ Faulgas mit einem Methangehalt von 69 % produziert. Seit 2012 werden etwa 10 % höhere Mengen gemessen, was mit dem Einbau einer neuen Gasmessung oder Änderungen von Gasdruck und/oder -temperatur beim Neubau der Gasanlage zusammenhängen kann. Bei Ansatz einer Gasmenge von rund 100.000 Nm³/a und einem Brennwert von 6,9 kWh/Nm³ entspricht dies einer Energie von 690.000 kWh/a.

Bei einer mit 30 d sehr langen Faulzeit kann also die eigentlich schon stabilisierte Rohschlammmenge von rund 32 m³/d mit einem Trockenrückstand von 3,4 % und einem Glühverlust von 69 % noch bis auf einen Glühverlust von 40 % ausgefault werden. Dies entspricht einer Reduktion des organischen Feststoffgehalts von 950 kg oTS/d auf 550 kg oTS/d. Die dabei erzielte Gasproduktion von 0,3 m³/kg oTS bzw. 0,2 m³/kg TS bzw. 13 l/EW/d ist als gut zu bezeichnen.

Eine weitere Erhöhung der Gasproduktion ist nur durch die geplanten Umstellungen der Verfahrenstechnik der Abwasserreinigung zu erzielen. Bei Umnutzung des Zwischenklärbeckens als Vorklärung für den kommunalen Abwasseranteil erhöht sich die Gasproduktion gemäß Handbuch Energie, S. 231 von 10 bis 13 l/EW/d auf 23 bis 26 l/EW/d entsprechend 400 bis 600 Nm³/d bzw. rund 1.450.000 kWh/a.

Bei einer ergänzenden PAK-Dosierung im Hauptstrom würde sich die Schlammmenge um zusätzlich etwa 2 m³/d erhöhen. Dabei ist unwahrscheinlich, dass die Vergrößerung der Schlammmenge mit einer Erhöhung der Gasproduktion einhergehen würde.

4.2.4 Ansätze zur Optimierung der Stromerzeugung

Derzeit wird auf der KA Rhede kein Strom durch Nutzung von Faulgas oder „erneuerbaren“ Energien erzeugt, da aufgrund des fehlenden Primärschlammes und der weitgehenden Stabilisierung des Überschussschlammes der Faulgasanfall nur zu Heizzwecken ausreicht und nur saisonal ein gewisser Energieüberschuss vorhanden ist. Durch die vorgeschlagenen verfahrenstechnischen Umstellungen kann sich dies zukünftig grundlegend ändern:

Der Strombedarf wird sich auf 760.000 kWh/a bzw. 2.000 kWh/d reduzieren, wobei mit einem minimalen bis maximalen Leistungsbedarf zwischen 80 und 240 kW inkl. Blindleistung zu rechnen ist. Der Wärmebedarf wird weiter bei 650.000 kWh/a liegen und weiter zwischen 1.000 und 3.000 kWh/d schwanken. Es errechnet sich ein Gesamtenergiebedarf von 3.000 bis 5.000 kWh/d.

Die Faulgasproduktion wird zwischen 400 und 600 Nm³/d liegen, was einem Energieinhalt von 2.500 bis 4.000 kWh/d entspricht, von denen etwa thermisch wie elektrisch je 1.000 bis 2.000 kWh/d bzw. je 500.000 kWh/a in einem BHKW produziert werden könnten.

Zur Energieerzeugung sind grundsätzlich folgende Verfahren denkbar:

- Faulgasverstromung (BHKW)
- Faul- und Erdgasverstromung (BHKW+)
- Windenergieanlage (WEA)
- Photovoltaikanlage (PVA)
- Wasserkraft

Eine Ausspeisung von Strom aus Kläranlagen ist inzwischen rechtlich eher kompliziert und ihre politische, rechtliche und preisliche Zukunft unklar, so dass diese immer weniger Anwender findet. Außerdem verfügt Rhede über eigene Stadtwerke. Eine PVA oder WEA zur Eigenstromerzeugung kann sich dagegen ohne Förderung amortisieren, erwirtschaftet aber vsl. keine Gewinne. Vor einer weiteren Betrachtung von PVA und WEA sollten deshalb die Planungen zum BHKW vertieft werden.

Wasserkraft könnte zur Rückgewinnung von Energie im Ablauf der Kläranlage genutzt werden. Da von 10 m Förderhöhe am Ende noch etwa 4 m verfügbar sind, könnten unter Berücksichtigung eines Gesamtwirkungsgrades von 3,6 W/m³/m könnten nur 5.000 kWh/a zurückgewonnen werden. Dies entspricht einer mittleren Leistung von nur 0,6 kW und ist für eine Nutzung uninteressant.

Eine Faulgasverstromung ist in jedem Fall wirtschaftlich und zweckmäßig, wenn mindestens ein Teil der Abwärme genutzt werden kann. Die Faulgasverstromung kann in mobilen bzw. containergebunden BHKW erfolgen, so dass deren Einrichtung und Dimensionierung relativ flexibel gestaltet werden kann. Bei einer Faulgasverstromung im BHKW sind ggf. Siloxane (und H₂S) von Relevanz für die Lebensdauer und betriebliche Funktion der Aggregate, so dass Angaben zur Rendite mit gewissen Unsicherheiten behaftet sind.

Die Fremd- d.h. Erdgasverstromung wird nicht durch Begleitgase gestört, was die Fremdgasverstromung etwas billiger macht. Eine ergänzende Fremdgasverstromung erhöht die Flexibilität und Gesamtverfügbarkeit der Stromerzeugung. Diese lohnt sich aber nur bei ausreichender Wärmenutzung. Im Sommer könnte die Wärmenutzung u.U. durch Abnahme im Schwimmbad erhöht werden. Die Fremdgasverstromung kann dann ganzjährig wirtschaftlicher sein als ein teilweiser Fremdstrombezug.

Die Installation der Fremdgasverstromung kann dabei entweder am Ort der Strom- oder am Ort der Wärmeabnahme, d.h. auf der Kläranlage oder aber im benachbarten Schwimmbad erfolgen. Die Stromübertragung ist technisch über ein eigenes Kabel oder mit gekoppelter Ein- und Ausspeisung, d.h. de facto bedarfskonformer Einspeisung über das Netz möglich, wobei ggf. Netzgebühren zu entrichten sind.

Eine Eigenstromerzeugung auf der Kläranlage durch Erdgas, Heizöl, Wind etc. kann nicht nur bei Kopplung von Strom- und Wärmeerzeugung wirtschaftlich interessant sein. Auch zur Deckung teurer Bedarfsspitzen oder zur Notstromerzeugung bzw. allein zur Vorhaltung einer Notstromerzeugung

kann sich die Installation von Stromaggregaten rechnen. Konkrete Nutzungsstrategien können in einer vertiefenden Betrachtung analysiert werden.

Die Notstromerzeugung erfolgt derzeit mit Öl. Diesel, wie im Betriebstagebuch aufgeführt, ist dabei nur im Betrieb von Kfz einzusetzen. Heizöl reicht zur (stationären) Stromerzeugung aus.

4.3 Erläuterung der Bemessungen und Kostenansätze

In Anlage 5-1 erfolgt die Ermittlung der Betriebs-, Jahres- und Projektkosten für die Grundbausteine und deren Kombinationen zur Optimierung der Verfahrenstechnik. Die verfahrenstechnischen Bemessungen sowie die Ermittlung der Investitionskosten und der Grundlagen für die Betriebskostenermittlung erfolgt für die energetische Optimierung in diesem Kapitel. Die Grundlagen der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung generell wurden bereits in Kapitel 3.3 ausgeführt.

4.3.1 Faulgasverstromung (BHKW)

Ausgehend von der maximalen vsl. Gasproduktion lassen sich mit den vorgenannten Wirkungsgraden rund 1.500 kWh/d Strom generieren. Bei einem Betrieb eines BHKW im Hochtarif von 6 bis 22 h, d.h. mit 16 täglichen Betriebsstunden, errechnet sich eine maximal erforderliche Aggregateleistung von $1.500 / 16 = 94$ kW. Nachfolgend wird hier von einer optimalen elektrischen Aggregateleistung von 80 kW ausgegangen, wobei aus Gründen der Betriebssicherheit 2 Aggregate mit je 80 kW vorgesehen werden.

Die spezifischen Kosten für Biogas-BHKW bis 100 kW elektrischer Leistung liegen zwischen 1000 und 2.500 €/kW. Die Kosten eines 80 kW-Aggregates werden hier mit $80 * 2.500 = 200$ T€ angesetzt. Die Lebensdauer der BHKW-Module ist mit 8 bis 10 Jahren anzusetzen.

BHKW können grundsätzlich als Containeranlagen aufgestellt werden. Neben einer Flächenvorbereitung ist der Gasanschluss, die Einspeisung in die NSHV und die Anbindung in die Heizungsanlage erforderlich. Für die Einbindungen und Anbindungen werden im Rahmen dieser Studie 100 T€ angesetzt. Gleichzeitig werden für die erforderliche Neuisolation des Faulbehälters und des alten Betriebsgebäudes noch 70 T€ als Folgekosten der Faulgasverstromung berücksichtigt. Damit ergeben sich folgende Investitionskosten:

| Investitionskosten | | | | |
|---------------------------|----------------|-----------|-----------|----------|
| | Bau | M-Technik | E-Technik | |
| FB-/BG-Isolation | 70.000 | | | € |
| Einbindungen | 100.000 | | | |
| BHKW Module | 20.000 | 2*200.000 | | € |
| Elektrotechnik | | | 20.000 | € |
| Insgesamt | 190.000 | 400.000 | 20.000 | € |
| Investitionskosten | 610.000 | | | € |

Die Wartungskosten eines 80kW-BHKW betragen rund 2,50 €/Betriebsstunde und ermöglichen eine Leistungsdauer von 48.000-50.000 Betriebsstunden bzw. etwa 10 Betriebsjahre. Bei 5.000 bis 6.000 Betriebsstunden/a errechnen sich so Wartungskosten von 12.500-15.000 €/a. Der Personalbedarf wird mit 0,1 MA/a angesetzt.

4.3.2 Faul- und Erdgasverstromung (BHKW+)

Mit dem Faulgas lassen sich rund 500.000 kWh/a Strom und 550.000 kWh/a Wärme erzeugen. Verbraucht werden zukünftig etwa 870.000 kWh/a Strom (760.000 kWh/a für den optimierten Betrieb der KA und 110.000 kWh/a für die Mikroschadstoffelimination) und maximal 600.000 kWh/a Wärme. Im Winter ist dabei eine Stromerzeugung unter Nutzung von Erdgas und sinnvoller Nutzung der Abwärme möglich, so dass im Winter ein gleichzeitiger Betrieb beider BHKW rentabel sein kann. Im Sommer ist ein Betrieb beider BHKW dagegen vsl. nur zur Kappung von Verbrauchsspitzen sinnvoll. Eine Stromerzeugung im BHKW mit Erdgas bietet ohne sinnvolle Wärmenutzung oder Spitzenkappung derzeit keine wirtschaftlichen Vorteile gegenüber einem Fremdstrombezug.

Zur Ermöglichung der Erdgasverstromung in den Faulgas-BHKW sind neben einem ausreichend dimensioniertem Gasanschluss bzw. Gastank lediglich zusätzliche Gasregelstrecken im BHKW erforderlich. Nennenswerte Investitionskosten sind deshalb mit einer entsprechenden Ergänzung nicht verbunden. Der sinnvolle Umfang einer ergänzenden Erdgasverstromung kann im Rahmen weiterer Planungen geklärt werden.

Zur Absicherung des Notstrom- und Wärmebedarfs wird bei der vorliegenden Betrachtung zunächst von einer Beibehaltung des vorhandenen Notstromaggregats und der vorhandenen Heizung ausgegangen. Hier entstehen ggf. dauerhaft weitere Einsparungen.

4.3.3 Windenergieanlage (WEA)

Laut „Windatlas NRW“ des DWD befindet sich die Stadt Rhede in einem Gebiet mit durchschnittlichen Windgeschwindigkeiten von 4 m/s in 10 m Höhe und 6 m/s in 70 m Höhe. Für mittelgroße Windkraftanlagen stehen z.B. Turmhöhen von 18m, 24m, 30m oder 36m zur Auswahl. In diesem Fall wird eine Turmhöhe von 36 Metern angenommen. In dieser Höhe sind durchschnittliche Windgeschwindigkeiten von 5 m/s zu erwarten. Eine Windenergieanlage mit einer Leistung von 100 kW würde bei dieser Windgeschwindigkeit einen Output von ca. 70.000 kWh/a erbringen. Der Betrieb der WEA führt außerdem zu Einsparungen beim Fremdstrombezug, die als Nutzen der WEA berücksichtigt werden können.

Der Rotor eines Anlagenmodells mit 100 kW Nennleistung besteht aus drei Rotorblättern bei einem Durchmesser von 21 Metern und 346 m² Streichfläche. Die maximale Drehzahl des Rotors beträgt 55 U/min. Die Einschaltgeschwindigkeit liegt bei 2,5 m/s, die Nenngeschwindigkeit bei 11 m/s und die Überlebensgeschwindigkeit bei 50 m/s Windgeschwindigkeit.

Die Investitionskosten für eine Turbine mit 100 kW Leistung liegen bei ungefähr 100 T€. Es kommen noch Kosten für die Elektrotechnik und andere Anlagenteile wie z.B. den Turm hinzu. Damit belaufen sich die Investitionskosten auf insgesamt ca. 200 T€.

| Investitionskosten | | | | |
|---------------------------|--------|----------------|-----------|----------|
| | Bau | M-Technik | E-Technik | |
| Fundament | 10.000 | | | |
| Turm | 30.000 | | | |
| Turbine | | 100.000 | | € |
| Einbindungen | | 40.000 | | € |
| Elektrotechnik | | | 20.000 | € |
| Insgesamt | 40.000 | 140.000 | 20.000 | € |
| Investitionskosten | | 200.000 | | € |

Die Betriebskosten für Wartung und Instandhaltung liegen bei knapp 10 T€/a.

4.3.4 Photovoltaikanlage (PVA)

An einem sonnenreichen Tag werden etwa 1 kW/m² der Sonnenenergie an die Erdoberfläche abgegeben. Gemäß "Energie-Atlas Nordrhein Westfalen" des LANUV lag der Wert für Rhede in den Jahren 1981-2010 bei 1020-1030 W/m². Die Effektivitätsrate von PVA liegt bei 12-25 % dieses Wertes, d.h. bei einer Leistung von 120-250 W/ m².

Im Rahmen der Studie wird die Installation einer Photovoltaikanlage mit maximal 1.000 m² Oberfläche und rund 100 kW Leistung vorgesehen. Die durchschnittlichen Investitionskosten für die Installation einer PVA liegen zwischen 1.450 und 1.700 €/kW ("Bundesverband Solarwirtschaft"). Dementsprechend betragen die Kosten für die Installation einer Anlage mit 100 kW Leistung rund 170 T€ (s. nachfolgende Tabelle).

Damit können maximal 90.000 kWh/a produziert werden. Die Betriebskosten für Wartung und Instandhaltung liegen bei 8 T€/a. Der Betrieb der PVA führt außerdem zu Einsparungen beim Fremdstrombezug, die als Nutzen der PVA berücksichtigt werden können.

| Investitionskosten | | | | |
|---------------------------|-----------|----------------|-----------|----------|
| | Bau | M-Technik | E-Technik | |
| Photovoltaik-Module | 110.000 € | | | € |
| Wechselrichter usw. | | 30.000 | | € |
| Elektrotechnik | | | 30.000 | € |
| Insgesamt | 110.000 | 30.000 | 30.000 | € |
| Investitionskosten | | 170.000 | | € |

5 ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNG

5.1 Zusammenstellung und Bewertung der Optimierungsansätze

Folgende Optimierungsansätze des Gesamtsystems und der Kläranlage scheinen beim Vergleich von Kosten und Nutzen zur Optimierung der Reinigungsleistung / Minimierung der Gewässerbelastung und Optimierung des Energieeinsatzes in Rhede geeignet:

Ansätze zur Optimierung des Gesamtsystems:

- Verbesserung der Vorbehandlung durch die Indirekteinleiter
- Überleitung des Kläranlagenablaufs zur Bocholter Aa

Die vorgenannten Maßnahmen erfordern keinen bzw. nur geringen Kapitaleinsatz seitens der Stadt Rhede. Zur Entlastung des Rheder Bachs und der Trinkwassergewinnung sind diese jedoch relativ wirksam. Zur Sanierung des Rheder Bachs reichen diese Maßnahmen allerdings aufgrund der hohen Vorbelastung des Gewässers nicht aus.

Ansätze zur Optimierung der Schadstoffelimination:

- Ozonung im Hauptstrom, ggf. mit Bio-Adsorption im Teilstrom
- PAK-Dosierung mit oder ohne Teilstrombehandlung für den Textilausrüster
- GAK-Filter bzw. GAK-Druckkessel im Hauptstrom

Die drei Verfahren sind bzgl. ihrer Wirksamkeit und Investitionskosten von rund 1,6 Mio. € kaum zu unterscheiden. Die Jahreskosten der Kläranlage von rund 1,4 Mio. €/a werden sich bei Optimierung der Schadstoffelimination um rund 0,2 Mio. €/a erhöhen.

Die Jahreskosten insgesamt und die Betriebskosten im speziellen sind für die PAK-Dosierung etwas höher als bei den beiden anderen Maßnahmen. Bzgl. der Betriebskosten schneidet die Ozonung im Hauptstrom, ggf. gestützt durch eine Bio-Adsorption im Teilstrom, etwas günstiger ab. Weder die GAK- noch die Bio-Adsorption sind aber großtechnisch abschließend erprobt.

Zur Schadstoffelimination wird Ozonung im Hauptstrom mit einer Bio-Adsorption im Teilstrom aufgrund von Vorteilen bei den Betriebskosten und einer spezifischeren Wirkung auf die derzeitige Abwasserzusammensetzung und –färbung der Vorzug gegenüber einer Aktivkohleadsorption per PAK oder GAK im Hauptstrom gegeben. Außerdem kombiniert das Verfahren Adsorptions- und Oxidationseffekten, was eine breitere Wirkung bezogen auf das Textilabwasser und das Filtratwasser verspricht.

Ansätze zur energetischen Optimierung:

- Reduzierte Belüftung der Biochemie
- Reduzierte Abluftabsaugung
- Verbesserte Rücklaufschlammförderung
- Installation einer Vorklärung im Hauptstrom
- Verstromung des Faulgases
- Verbesserte Faulbehälter- und Gebäudeisolation
- Ergänzende Verstromung von Erdgas
- Ergänzende Photovoltaik- und Windenergieanlagen (PVA & WEA)

Energiebilanz (Strom)

| | |
|---|---------------------------------|
| Strombezug in 2012 | 1.215 MWh/a |
| Reduktion Belüftung Biochemie in 2013 | - 120 MWh/a |
| Zus. Reduktion Belüftung Biochemie | - 100 MWh/a |
| Einsparungen (Abluft + RSPW + VKB) | - 195 MWh/a |
| Eigenproduktion (Faulgasverstromung) | - 515 MWh/a |
| (Mikro-)Schadstoffelimination | +110 MWh/a |
| <hr/> | |
| Strombezug, zukünftig | 395 MWh/a (13 kWh/EW/a) |
| Ergänzend möglich: | |
| Optionale Eigenproduktion (PVA + WEA) | je nach Größe |
| Optionale Eigenproduktion (Erdgasverstromung) | je nach Umfang |
| Fremdbezug Erdgas (bei Erdgasverstromung) | je nach Umfang |

Durch Energieeinsparungen und Verstromung des Faulgases ist eine ganz erhebliche Reduktion des Stromverbrauchs und -bezugs zu erreichen. Selbst unter Berücksichtigung des Mehrverbrauchs bei Verbesserung der Schadstoffelimination errechnet sich eine Einsparung von 67 %. Die Jahreskosten der Kläranlage für die Schadstoffelimination können hierdurch wiederum fast zur Hälfte aufgefangen werden. Insgesamt würde die optimierte Schadstoffelimination eine Steigerung der Jahreskosten um rund 10 % bewirken:

Jahreskosten

| | |
|--|-------------------|
| Ausgangszustand 2012 ca. | 1.400 T€/a |
| Optimierung d. Gesamtsystems (Überleitung) | + 20 T€/a |
| Optimierung der Schadstoffelimination | + 200 T€/a |
| Optimierung des Energiebedarfs | - 90 T€/a |
| <hr/> | |
| Optimierter Zustand | 1.530 T€/a |

Zur energetischen Optimierung sind alle aufgezeigten Ansätze empfehlenswert, wobei die Wirtschaftlichkeit des Einsatzes erneuerbarer Energien und einer Verbesserung der Isolationen des Faulbehälters und des Betriebsgebäudes einer genaueren Betrachtung im Rahmen vertiefender Planungen bedürfen. Diese Maßnahmen sind aus wirtschaftlicher Sicht als optionale Maßnahmen anzusehen und sind auch nicht mit einer erheblichen Reduktion von CO₂-Emissionen verknüpft.

Eine Verstromung von Erdgas ohne Abwärmenutzung oder Spitzenkappung kann nur im Rahmen eines Wärmeverbundes mit dem Schwimmbad oder angrenzender Bebauungen sinnvoll werden. Unter alleiniger Betrachtung der Kläranlage rechnet sich diese nicht. Das entsprechende BHKW würde dann auch nicht mehr unbedingt auf der Kläranlage aufgestellt werden.

Die Kosten einer optimierten Mikroschadstoffelimination lassen sich also durch eine energetische Optimierung teilweise auffangen. Dies gilt insbesondere dann, wenn die Investitionen noch gefördert werden. Bei einer Förderung sind alle Optimierungen in der Summe nahezu kostenneutral.

Durch eine flankierende Stromerzeugung unter Nutzung von Erdgas, Solar- und/oder Windenergie ist darüber hinaus eine Energieautarkie der Kläranlage zu erreichen. Hierdurch sind ergänzende Reduktionen der CO₂-Emissionen möglich und relativ kostenneutral zu erzielen.

5.2 Abschließende Empfehlung

Zur Optimierung der Reinigungsleistung der Kläranlage und zur Minimierung der Belastung des Rheder Bachs, der Trinkwassergewinnung und der Bocholter Aa können folgende Maßnahmen in der nachfolgenden Reihenfolge empfohlen werden:

Als Sofortmaßnahmen wird die Aufgabe der Voreindickung zur Filtratwasserspeicherung und zur Rückführung in Schwachlastzeiten angesehen. Gleichzeitig sollte die Regelung der Rückführung sowie des Sauerstoffeintrags durch Verbesserung der Online-Ammonium-Analytik optimiert werden. Parallel können der Sauerstoffeintrag in die Biochemie weiter reduziert und Tests mit der Rücklaufschlammförderung in der 2. Stufe gefahren werden.

Den 2. Schritt der energetischen Optimierung stellt die bauliche Verbesserung der Rücklaufschlammförderung und die Änderung der Abluftabsaugung bzw. Durchlüftung der Sandfanghalle dar. In dieser Phase sollten auch Versuche zur Bio-Adsorption durchgeführt bzw. die Änderung der Rücklaufschlammführung vorbereitet werden. Parallel ist die Entwicklung der Belastungen im zulaufenden Teilstrom zu beobachten.

Die 3. Stufe würde dann die Umnutzung der Zwischenklärung als Vorklärung sowie evtl. die Einrichtung der Bio-Adsorption im Teilstrom mit bzw. ohne Zwischenklärung darstellen. Nach Abschluss dieser Phase ist die Entwicklung des Gasverbrauchs und der Gaszusammensetzung zu beobachten. Diese bilden die Grundlage des 4. und letzten Schrittes der energetischen Optimierung, der Einrichtung eines BHKW zur Faulgasverstromung.

An die energetische Optimierung schließt sich die Optimierung der Schadstoffimmissionen an:

Ein diesbzgl. 1. Schritt würde bereits bei Einrichtung der Bio-Adsorption getan, sofern diese realisiert wird. Der 2. Schritt wird vsl. durch den Bau von Überleitungen gebildet. Hieran anschließen würde sich als 3. Schritt die Einrichtung einer Ozonung oder PAK-Dosierung mit Tuchfiltration im Hauptstrom der Kläranlage.

Als verfahrenstechnische Alternative zur vorgenannten Optimierung der Schadstoffimmissionen kann eine PAK-Dosierung mit anschließender Sandfiltration und Beibehaltung der Immission in den Rheder Bach angesehen werden.

Zur Untersuchung der Sanierungspotentiale des Rheder Bachs sollte eine separate Machbarkeitsstudie aufgestellt werden.