

Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg

Fakultät Life Sciences

**MAP-Fällung und Deammonifikation**

**Senkung der Rückbelastung bezüglich Phosphor und Stickstoff mittels  
Schlammbehandlung am Beispiel der Kläranlage Ahrensburg**

**Bachelorarbeit**

im Studiengang Verfahrenstechnik

vorgelegt von

**Lennart Burau**

Matrikelnummer 2021703

Hamburg, den 07.03.2016

Gutachter: Prof. Dr.-Ing Jörn Einfeldt (HAW Hamburg)

Gutachter: Abwassermeister Olaf Grönwald (Stadtbetriebe Ahrensburg)

Die Abschlussarbeit wurde betreut und erstellt in Zusammenarbeit mit den Stadtbetrieben  
Ahrensburg und der PFI Planungsgemeinschaft Hamburg

## **Kurzfassung**

Bei der Kläranlage Ahrensburg führte die Verschlechterung der Entwässerbarkeit des Faulschlammes zu Mehrkosten bei der Entsorgung. Zum anderen stellt das bei der Entwässerung anfallende Zentratwasser eine hohe Rückbelastung für die biologische Stufe dar.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde das Zentratwasser beprobt und der Einfluss der Parameter  $\text{PO}_4\text{-P}$  und  $\text{NH}_4\text{-N}$  auf die Eliminationsprozesse in der biologischen Stufe analysiert. Als Datengrundlage wurden selbst durchgeführte Schnelltests wie auch Messwerte der letzten zwei Jahre verwendet, die von dem Betriebspersonal der Kläranlage bzw. von Messsonden aufgenommen wurden.

Die Konzentration des Ammoniumstickstoffs ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) im Zentrat liegt im Durchschnitt bei 1221 mg/l, für Orthophosphat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) liegt der Mittelwert bei 160 mg/l. Obwohl der Volumenstrom des Zentratwassers im Vergleich zum Hauptstrom relativ gering ist, ist die Ammoniumfracht beträchtlich. Der Anteil des  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  im Zentrat bezogen auf den Zulauf liegt bei etwa 24 %. Dies birgt in Verbindung mit dem Phosphat Risiken wie Inkrustationen in Anlagenteilen und eine Verschlechterung der Entwässerbarkeit. Dies führt folglich bei der Entsorgung des Klärschlammes zu höheren Kosten, da größere Mengen entstehen. Zusätzlich bewirkt das Zentrat, dass zu eliminierende Nährstoffe erneut durch die Anlage gefahren werden.

Mit Hilfe der Fachliteratur wurde untersucht, welche Maßnahmen zur Verbesserung der Situation ergriffen werden können. Es wurden verschiedene Verfahrenstechniken verglichen und bewertet. Beispielhaft werden bereits umgesetzte Abwasserbehandlungsanlagen angeführt, bei denen es ähnliche Probleme bzw. Fragestellungen zu lösen gab. Die Anforderungen der Kläranlage Ahrensburg werden im Besonderen berücksichtigt und eine Empfehlung von Optimierungen gegeben.

Mithilfe einer Verfahrenskombination aus dem AirPrex-Verfahren und einer Deammonifikationsanlage können die negativen Auswirkungen der derzeitigen Zentratwasserrückführung verringert und die Betriebskosten gesenkt werden. Eine exemplarische Kostenbetrachtung verdeutlicht, dass sich durch die Implementierung der Verfahren für den Nebenstrom Einsparungen im Bereich von etwa 42.000 €/a ergeben. Außerdem kann ein Sekundärrohstoffdünger namens MAP (Magnesiumammoniumphosphat), welcher auch als Struvit bezeichnet wird, gewonnen werden, durch welchen weitere Erlöse generiert werden. Das MAP enthält die Nährstoffe Phosphor, Ammonium und Magnesium und weist eine gute Pflanzenverfügbarkeit auf. Die Kosten für die Implementierung der beiden Verfahren liegen im Bereich von etwa **120.000 €/a**. Bei der Verrechnung von Kosten und Erlösen ergeben sich Gesamtjahreskosten von etwa **77.000 €/a**. Die vorgestellten Verfahren führen zur Entlastung der biologischen Stufe, woraus sich freie Behandlungskapazitäten ergeben.

# Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung.....	i
Abbildungsverzeichnis .....	iv
Tabellenverzeichnis.....	v
Abkürzungs- und Symbolverzeichnis .....	vi
1 Einleitung und Zielsetzung.....	1
2 Stand des Wissens .....	3
2.1 Prozesse zur Entfernung von Stickstoff aus dem Abwasser.....	3
2.1.1 Nitrifikation und Denitrifikation im Hauptstrom.....	4
2.1.2 Nitritation und Denitritation im Nebenstrom.....	5
2.1.3 Deammonifikation im Nebenstrom.....	5
2.1.4 Strippung und saure Wäsche .....	9
2.2 Phosphorelimination und Phosphorrückgewinnung auf Kläranlagen.....	11
2.2.1 Phosphorelimination .....	11
2.2.2 Einsatzstellen der Phosphorrückgewinnungsverfahren.....	13
2.2.3 Phosphorrückgewinnungsverfahren .....	16
2.2.4 Magnesium-Ammonium-Phosphat-Fällung und -Produkte.....	20
2.3 Gesetzlicher Rahmen für phosphathaltige Schlämme und Dünger .....	22
2.4 Rückbelastung der Kläranlage durch Wässer der Schlammbehandlung .....	23
3 Methodische Herangehensweise und Beschreibung der Kläranlage Ahrensburg.....	25
3.1 Methodische Herangehensweise .....	25
3.2 Anlagen- und Verfahrensflißbild .....	26
3.3 Messwerte und Datengrundlage.....	28
4 Messergebnisse und bilanzielle Betrachtungen.....	29
4.1 Kriterien zur Auswahl eines Schlamm- bzw. Schlammwasserbehandlungsverfahrens ..	29
4.2 Ist-Zustand .....	30
4.2.1 Faulung.....	31
4.2.2 Substrate .....	32
4.2.3 Zentratwasser .....	33
5 Vorschlag einer Verfahrenskombination zur Senkung der Rückbelastung .....	36
5.1 Modifiziertes Fließbild der Kläranlage Ahrensburg .....	36

5.2 Prognostizierte Phosphor- und Stickstoffbilanz nach Implementierung der neuen Verfahrenskombination .....	37
6 Kostenbetrachtung der Verfahrenskombination bestehend aus AirPrex-Verfahren und Deammonifikationsanlage.....	39
7 Zusammenfassung und Schlussfolgerung .....	44
8 Literaturverzeichnis.....	46
9 Anhang .....	52

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Übersicht zu großtechnisch umgesetzten Behandlungsverfahren zur N-Elimination im Teilstrom [BEIER und SCHÄPERS, 2015] .....	3
Abbildung 2:	Umsetzungspfade von Stickstoff [BEIER und SCHÄPERS, 2015].....	4
Abbildung 3:	Einstufige Verfahrenstypen der Deammonifikation (SBR = Sequencing Batch Reactor, NK = Nachklärung) [BEIER und SCHÄPERS, 2015] .....	7
Abbildung 4:	Zweistufige Verfahrenstypen der Deammonifikation (SBR = Sequencing Batch Reactor, NK = Nachklärung)[BEIER und SCHÄPERS, 2015] .....	7
Abbildung 5:	Dissoziationsgleichgewicht von Ammoniakstickstoff ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) und Ammoniumstickstoff ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) in Abhängigkeit des pH-Wertes und der Temperatur [MONTAG, 2008].....	10
Abbildung 6:	Verschiedene chemische Phosphoreliminationsverfahren [MONTAG, 2008] ..	11
Abbildung 7:	Prinzipieller Verlauf der P-Konzentration in einer Anlage zur biologischen Phosphorelimination [SCHÖNBERGER, 1990 verändert durch MONTAG, 2008] .....	12
Abbildung 8:	Vereinfachte Darstellung der Stoffwechselprozesse bei der vermehrten biologischen Phosphorelimination [RÖSKE und UHLMANN, 2005] .....	12
Abbildung 9:	Mögliche Einsatzstellen einer Phosphorrückgewinnung [nach PINNEKAMP ET AL., 2005, verändert von MONTAG, 2008], verändert (1) Kläranlagenablauf (2a) Schlamm-wasser (2b) Faulschlamm (3) entwässerter Faulschlamm (4) Klärschlammasche .....	14
Abbildung 10:	Phosphorbilanz einer Abwasserreinigungsanlage mit oder ohne biologische Phosphor-Fällung in Deutschland [SCHAUM, 2008] .....	14
Abbildung 11:	Verfahrensansätze zur Rückgewinnung aus Faul- und Klärschlamm, nach [EGLE ET AL., 2014], verändert, SM: Schwermetall.....	17
Abbildung 12:	kristalline Struktur des MAP [STEINMETZ, 2012].....	21
Abbildung 13:	Unterschiedliche MAP-Produkte [EGLE ET AL., 2014] .....	21
Abbildung 14:	Grenzwerte für die MAP-Kristallisation [EWERT und WAGENBACH, 2014].....	24
Abbildung 15:	Anlagenfließbild der Kläranlage Ahrensburg [REHR, 2015] .....	26
Abbildung 16:	Einfluss der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration auf den TR-Gehalt bei der Entwässerung [REICHERT, 2006] .....	29
Abbildung 17:	Volumenströme der Wassermengen als Grundlage der Ammoniumbilanz.	33
Abbildung 18:	Summenhäufigkeitskurven für die Parameter CSB (n=86), $\text{PO}_4\text{-P}$ (n=88) und $\text{NH}_4\text{-N}$ (n=88) mit Messdaten von 2014-2015.....	35
Abbildung 19:	Fließbild inklusive AirPrex-Verfahren und Deammonifikation [REHR, 2015], verändert .....	36
Abbildung 20:	$\text{PO}_4$ -Konzentration des Zentratwassers und TR-Gehalt des entwässerten Klärschlammes (n=55).....	43

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Auswahl von Deammonifikationsverfahren [BEIER und SCHNEIDER, 2005] .....	8
Tabelle 2:	Vergleich der Eliminationsleistungen unterschiedlicher Kläranlagen .....	9
Tabelle 3:	Charakterisierung der Einsatzstellen zur Phosphorrückgewinnung in kommunalen Kläranlagen [PINNEKAMP, 2002, verändert und ergänzt von MONTAG, 2008] .....	15
Tabelle 4:	unterschiedliche Gewichtung der Kriterien [EGLE ET AL., 2014] .....	16
Tabelle 5:	Bewertung der Verfahren, nach [EGLE ET AL., 2014], verändert .....	16
Tabelle 6:	P-Rückgewinnung bezogen auf die Zulauffracht [EGLE, 2014] .....	18
Tabelle 7:	Zusammenfassende Bewertung der Verfahren für Faul- bzw. Klärschlamm, nach [EGLE, 2014], verändert .....	18
Tabelle 8:	Übersicht der Vor- und Nachteile der Schlamm- bzw. Schlammwasserbehandlungsverfahren .....	19
Tabelle 9:	Anwendungsbeispiele von AirPrex-Anlagen .....	20
Tabelle 10:	Gesetzliche Grenzwerte für Schwermetalle [mg/kg TR] in Klärschlamm mit landwirtschaftlicher Verwertung [EU-RICHTLINIE, 1986], [ABFKLÄRV, 1992], [ABFKLÄRV REFERENTENENTWURF, 2015], [DÜMV, 2008], [LANGENOHL ET AL., 2012] .....	22
Tabelle 11:	Analyse der verschiedenen Parameter auf der Kläranlage Ahrensburg .....	28
Tabelle 12:	Substratzusammensetzung externen Ursprungs, Daten sind Mittelwerte von Oktober 2014 bis September 2015 .....	32
Tabelle 13:	Senkung der Rückbelastung durch das AirPrex-Verfahren .....	37
Tabelle 14:	Senkung der Rückbelastung durch die Deammonifikation .....	38
Tabelle 15:	Kumulierte Senkung der Rückbelastung durch AirPrex und Deammonifikation .....	38
Tabelle 16:	Abschreibungszeiträume und Zinssätze für die Kostenbetrachtung .....	39
Tabelle 17:	Entsorgungskosten für Klärschlamm .....	41
Tabelle 18:	Kostensparnisse der Verfahrenskombination .....	42
Tabelle 19:	PO <sub>4</sub> -P-Konz. im Zentrat und TR-Gehalt des entwässerten Klärschlammes .....	52
Tabelle 20:	Konzentrationen von CSB, PO <sub>4</sub> -P und NH <sub>4</sub> -N im Zentrat .....	53

## Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

$/(EW \cdot a)$	pro Einwohnerwert und Jahr
a	Jahr, jährlich
AbfKlärV	Klärschlammverordnung
BSB <sub>5</sub>	Biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
c	Konzentration
C	Kohlenstoff
CaP	Calciumphosphat
CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid
CSB	Chemisch-biologischer Sauerstoffbedarf
d	Tag, täglich
€	Euro
EW	Einwohnerwert
E	Einwohner
Fe	Eisen
FeCl <sub>3</sub>	Fällmittel für P-Fällung, Eisen(III)chlorid
FM	Flockungsmittel
FS	Faulschlamm
g	Gramm
ges	Index für gesamt (z.B. P <sub>ges</sub> = Gesamtphosphor)
h	Stunde, stündlich
H <sub>2</sub>	Wasserstoff
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Schwefelsäure
i	Zinssatz im Rahmen der Kostenrechnung
kg	Kilogramm
kWh	Kilowattstunde
KS	Klärschlamm

l	Liter
m	Milli- ( $10^{-3}$ )
$\mu$	Mikro- ( $10^{-6}$ )
$m^3$	Kubikmeter
MAP	Magnesiumammoniumphosphat
Mg bzw. $Mg^{2+}$	Magnesium
$MgCl_2$	Magnesiumchlorid
Mio.	Million
n	Anzahl
N bzw. $N_2$	Stickstoff
$NH_3$	Ammoniak (gasförmig)
$NH_4^+$	Ammoniumion
O bzw. $O_2$	Sauerstoff
P	Phosphor
pFM	polymeres Flockungsmittel
pH	pH-Wert
$PO_4^{3-}$	Orthophosphat
Q	Volumen-, Zulaufstrom
SBR	Sequence Batch Reactor, chargenweise betriebener Reaktor mit belüfteten und unbelüfteten Phasen
t	Tonne
TKN	Total-Kjeldahl-Stickstoff ( $NH_4$ -N + org. Stickstoff)
TR	Trockenrückstand



## 1 Einleitung und Zielsetzung

Phosphor ist ein nicht substituierbares Element, für unser Leben essentiell und als endliche Ressource von besonderer Bedeutung. Die Abbaugelände konzentrieren sich auf wenige Staaten. In den vier Staaten China, Marokko (inkl. West-Sahara), Südafrika und Jordanien sind 80 % der globalen Phosphaterzreserven lokalisiert [KLEIN, 2014]. Deutschland ist von diesen Staaten somit abhängig, da es keine eigenen Phosphorvorkommen besitzt [RÖMER, 2013]. Mit dem Erschöpfen der Abbaustätten steigen die Kosten, sodass der P-Abbau sich stetig verteuert und zudem zu entsorgende Abfälle bei der Verarbeitung entstehen. Des Weiteren werden durch den hohen Phosphorbedarf vermehrt qualitativ schlechtere Rohphosphatlagerstätten herangezogen, die insbesondere mit Cadmium und anderen Schwermetallen belastet sind [UBA, 2012].

Phosphor gelangt als menschliche Ausscheidung in den Kreislauf der Siedlungswasserwirtschaft. Um die Gewässer zu schützen, wird auf der Kläranlage das Abwasser behandelt und der Phosphor entfernt. Dabei wird der Phosphor in den Klärschlamm eingebunden. Anschließend kann der Klärschlamm dem Boden wieder zugänglich gemacht werden, indem dieser landwirtschaftlich verwertet wird. Im Klärschlamm sind auch unerwünschte Bestandteile wie Schwermetalle und organische Schadstoffe enthalten. Daher ergibt sich an diesem Punkt die Fragestellung, inwieweit es weiterhin möglich sein wird, den Klärschlamm landwirtschaftlich zu nutzen, da die Klärschlammverordnung aus mehreren Gründen zukünftig die landwirtschaftliche Verwertung kaum noch erlauben dürfte [GÜNTHER, 2011]. Der Anteil der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlämmen hat im Zeitraum von 1995 bis 2013 von ursprünglich 41 % nahezu stetig bis zu einem Wert von 28 % abgenommen, da die Akzeptanz zum Teil nicht mehr gegeben war. Zwischen 1991 und 2013 sank der Anteil der Deponierung am Klärschlammverbleib noch rasanter (von 47 % auf unter 0,1 %). Dies liegt daran, dass gemäß Technischer Anleitung Siedlungsabfall eine Deponierung von Klärschlämmen nur für einen organischen Anteil < 5 % erlaubt ist. Dies macht eine Deponierung nahezu unmöglich [TASI, 2005]. Im Jahre 2013 wurde der größte Anteil von etwa 58 % der Klärschlämme thermisch entsorgt, also verbrannt [DWA, 2015].

„Über ein Drittel der in Deutschland verwendeten mineralischen Phosphatdünger könnten theoretisch durch Phosphor aus Klärschlamm ersetzt werden“ [STEINMETZ, 2012]. Das Potential der Rückgewinnung und die Bedeutung dessen sind dementsprechend nicht zu vernachlässigen. Dies macht deutlich, dass zumindest teilweise die Abhängigkeit von anderen Staaten verringert werden kann. Des Weiteren sind die Phosphaterzlagerstätten je nach Annahmen und Modell in 90-350 Jahren erschöpft. In diesem Zusammenhang wird als wichtige Kennzahl die statische Lebensdauer herangezogen, welche den Quotienten aus verfügbaren Reserven und jährlicher Fördermenge darstellt. Berücksichtigt man zudem den steigenden Phosphorbedarf, insbesondere der BRIC Staaten (Brasilien, Russland, Indien und China), ergeben sich Erschöpfungszeiten von 60-250 Jahren. Diese Staaten erleben aktuell einen enormen wirtschaftlichen Fortschritt. Im Jahre 2040 könnte ihre Wirtschaftskraft größer als die wirtschaftliche Bedeutung der ehemaligen G6-Staaten Deutschland, Frankreich, Großbritannien, Italien, Japan, und die USA zum selben Zeitpunkt sein [MONTAG, 2008; WILSON und PURUSHOTMAN, 2003].

Die anstehende Novellierung der Klärschlammverordnung sieht vor, dass Kläranlagenbetreiber ab dem 1.1.2025 dazu verpflichtet werden, den im Klärschlamm enthaltenen Phosphor zurückzugewinnen. Parallel dazu soll die bisher praktizierte landwirtschaftliche Klärschlammverwertung grundsätzlich beendet werden [ABFKLÄRV REFERENTENENTWURF, 2015].

### **Zielsetzung der Bachelorarbeit:**

Im Rahmen dieser Arbeit sollen die negativen Einflüsse der Phosphor- bzw. Stickstoffverbindungen aus dem Zentratwasser der Faulschlammentwässerung gesenkt werden, aus dem System Kläranlage entnommen und zum Teil zu Wertstoffen (Magnesium-Ammonium-Phosphat = MAP) umgewandelt werden. Aus Sicht der Kläranlage Ahrensburg wäre es wünschenswert, wenn die zu entsorgende Klärschlammmenge reduziert werden könnte. Mittlerweile werden nur noch TR-Gehalte (Trockenrückstandsgehalte) von etwa 24,5 % erreicht. Dies bedeutet, dass vermehrt Wasser im Klärschlamm verbleibt, welches kostenintensiv mitentsorgt wird. Angestrebt werden TR-Gehalte von 28 %, die tatsächlich zu früheren Zeitpunkten erreicht wurden.

Zum anderen stellt das Zentratwasser aus der Faulschlammentwässerung eine relativ hohe Rückbelastung für die biologische Stufe der Kläranlage dar. Der Anteil des Stickstoffs bezogen auf den Zulauf beträgt etwa 24 % [AHRENSBURG, 2015]. Die Rückbelastung soll gesenkt werden, um die Belebung zu entlasten, freie Kapazitäten zu schaffen und um Kosten zu minimieren. Hierbei steht nicht die Rückgewinnung sondern die Elimination des Stickstoffes im Fokus, sodass kein Sekundärrohstoffdünger entsteht.

Wenn die beiden Zielvorstellungen erreicht werden können, würden sich weitere Vorteile ergeben. Dazu zählen Einsparung von Belüftungsenergie in der Belebung, Einsparung von Fällmitteln für Phosphor, Methanoleinsparungen, reduzierte Entsorgungskosten des Klärschlammes aufgrund einer verbesserten Entwässerung, Erlöse durch das Produkt MAP und eine sinkende Gefahr der Inkrustation in Anlagenteilen und Rohrleitungen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird die Kläranlage Ahrensburg untersucht und es werden folgende Fragen geklärt:

- Welche Verfahren der Schlamm- und Schlammwasserbehandlung sind auf dem Markt verfügbar und worin bestehen die Vor- und Nachteile?
- Welche Verringerungen sind mit den genannten Verfahren hinsichtlich der Rückbelastung bezüglich Phosphor und Stickstoff zu erwarten?
- Welche Verfahrenskombination ist für die Kläranlage Ahrensburg am geeignetsten?
- Wie sähe eine Dimensionierung als Konzept für die Kläranlage Ahrensburg aus?
- Inwieweit wären Kostenveränderungen im Vergleich zur aktuellen Situation zu erwarten?

## 2 Stand des Wissens

### 2.1 Prozesse zur Entfernung von Stickstoff aus dem Abwasser

Nachfolgend werden verschiedene Prozesse zur Entfernung von Stickstoff aus dem Abwasser vorgestellt. Generell können sie im Hauptstrom oder im Teilstrom ablaufen. Die Nitrifikation/Denitrifikation läuft klassischerweise im Hauptstrom ab. Seit 15-20 Jahren werden Anlagen zur separaten Behandlung und Elimination des Stickstoffes im Teilstrom gebaut. Die erforderlichen Randbedingungen, wie beispielsweise die Temperatur, können auf diese Weise wirtschaftlicher eingestellt werden. In Abbildung 1 sind die heutzutage relevanten biologischen Stickstoffumsetzungsprozesse dargestellt. Sie werden in biologische und physikalische Verfahren eingeteilt.

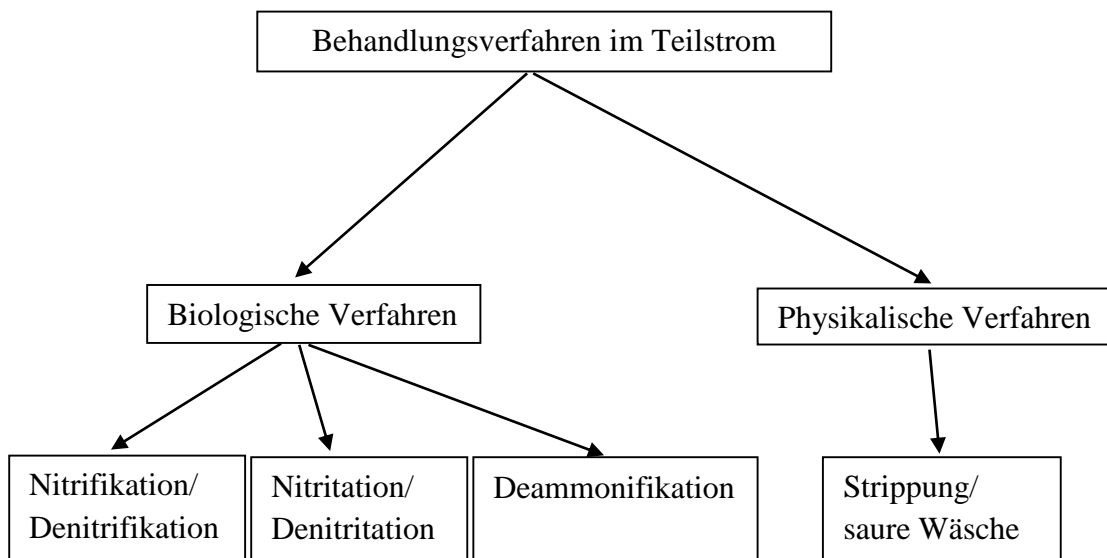


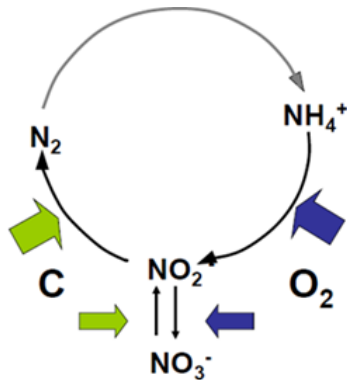
Abbildung 1: Übersicht zu großtechnisch umgesetzten Behandlungsverfahren zur N-Elimination im Teilstrom [BEIER und SCHÄPERS, 2015]

Anhand der Abbildung 2 kann verdeutlicht werden, wie die Umsetzung des Stickstoffes über die verschiedenen chemischen Verbindungen geschieht und worin die Unterschiede der drei aufgeführten biologischen Prozesse bestehen. Bei der Nitrifikation/ Denitrifikation wird erst Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) unter Einsatz von Sauerstoff bis zum Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) nitrifiziert, um das Nitrat anschließend mit Hilfe einer Kohlenstoffquelle bis zum Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) zu denitrifizieren. Dieser Weg kann verkürzt werden, indem nur bis zum Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) nitrifiziert und anschließend denitrifiziert wird (siehe Nitritation/ Denitritation). Die Variante der Deammonifikation sieht vor, diesen Weg noch weiter abzukürzen, indem nur etwa die Hälfte des Ammoniums bis zum Nitrit nitrifiziert wird. Anschließend wird das Nitrit ohne Kohlenstoff zu Stickstoff umgewandelt. In den folgenden Kapiteln 2.1.1, 2.1.2 und 2.1.3 wird darauf im Einzelnen eingegangen.

**Nitrifikation/ Denitrifikation:**

bzw.

**Nitritation/ Denitritation:**



**partielle Nitritation**

**+ anoxische Ammoniumoxidation**

**= Deammonifikation:**

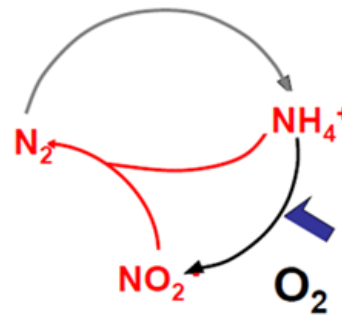
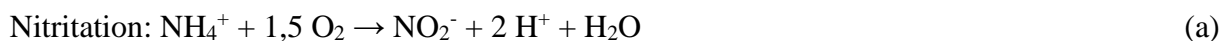


Abbildung 2: Umsetzungspfade von Stickstoff [BEIER und SCHÄPERS, 2015]

### 2.1.1 Nitrifikation und Denitrifikation im Hauptstrom

#### **Nitrifikation:**

Bei der aeroben Nitrifikation erfolgt eine bakterielle Umsetzung des Ammoniums ( $NH_4^+$ ) zunächst gemäß Gleichung (a) zu Nitrit- ( $NO_2^-$ ) und dann zu Nitratstickstoff ( $NO_3^-$ ) (siehe Gleichung (b)). Die beiden Teilschritte der Nitrifikation, die Nitritation und Nitratation, werden von zwei unterschiedlichen Bakteriengruppen, den Ammoniumoxidierern (z.B. Nitrosomonas) und den Nitritoxidierern (z.B. Nitrobacter), zusammengefasst als Nitrifikanten bezeichnet, durchgeführt. Nitrifikanten sind autotrophe, obligat aerobe Bakterien. Sie nutzen  $CO_2$  als anorganische Kohlenstoffquelle für den Zellaufbau. Die für den Stoffwechsel benötigte Energie gewinnen die Nitrifikanten aus der Oxidation von Ammonium zu Nitrit bzw. von Nitrit zu Nitrat. Gleichung (c) fasst die beiden vorherigen Gleichungen zusammen.



[CORNELIUS, 2008]

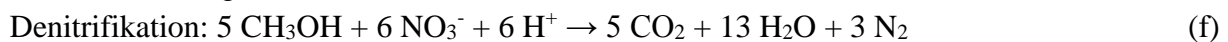
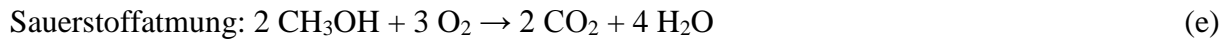
Die bei der Nitrifikation freiwerdende Energie wird von den Nitrifikanten zum Zellaufbau genutzt. Unter Berücksichtigung der Biomasseneubildung ergibt sich nach KAISER [1989] die folgende Gesamtreaktion:



#### **Denitrifikation:**

Das bei der Nitrifikation gebildete Nitrat ( $NO_3^-$ ) wird mit Hilfe der Denitrifikation aus dem Abwasser entfernt, indem das Nitrat denitrifiziert wird. Das bedeutet, dass das Nitrat zu elementarem Stickstoff umgesetzt wird, welcher gasförmig aus dem Abwasser entweicht. Bei

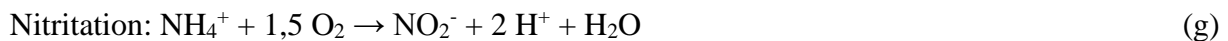
den zur Denitrifikation befähigten Bakterien handelt es sich i.d.R. um heterotrophe Bakterien, die organische Kohlenstoffverbindungen zum Zellaufbau benötigen. Die für den Stoffwechsel erforderliche Energie gewinnen sie aus der Reduktion von Nitrit oder Nitrat zu elementarem Stickstoff. Unter aeroben Bedingungen dient freier Sauerstoff als Wasserstoffakzeptor. Bei Abwesenheit von freiem, gelöstem Sauerstoff (anoxische Bedingungen) wird für die Oxidation von organischen Stoffen Nitrit oder Nitrat verwendet und reduziert. Die folgenden Gleichungen (e) und (f) verdeutlichen dies am Beispiel der Denitrifikation mit Methanol als Kohlenstoffquelle:



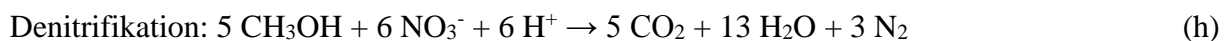
Da der Energiegewinn bei der Sauerstoffatmung etwa 10 % höher als bei der Nitratatmung ist, wird bei Anwesenheit von gelöstem Sauerstoff immer bevorzugt die Sauerstoffatmung stattfinden, sodass es nicht zur Denitrifikation kommen würde. Deswegen muss man für anoxische Verhältnisse im Denitrifikationsbecken sorgen, um Nitrat umzusetzen. [CORNELIUS, 2008]

### 2.1.2 Nitritation und Denitritation im Nebenstrom

Es ist möglich, den Stickstoff aus dem Abwasser auf eine effizientere Art und Weise zu bekommen, indem Ammonium nur bis zum Nitrit oxidiert wird, sodass der zweite Teilschritt der Nitrifikation, nämlich die Nitratation (Umsetzung von Nitrit zum Nitrat), entfällt. Somit kann der Sauerstoffbedarf um 25 % gesenkt werden (vergleiche Gleichungen c und g).



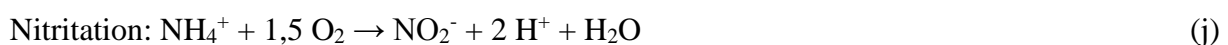
Vergleicht man Denitrifikation (h) und Denitritation (i), stellt man fest, dass 40 % der Kohlenstoffquelle eingespart werden kann, wenn die Denitritation erfolgt:



Der Energieverbrauch kann auf diese Weise von etwa 3,5 - 5,7 kWh/kg N auf ca. 3 kWh/kg N gesenkt werden. [WETT, 2008; CORNELIUS, 2008]

### 2.1.3 Deammonifikation im Nebenstrom

Eine weitere Möglichkeit, um Kohlenstoff einzusparen und sogar ganz zu vermeiden, bietet sich, wenn man die partielle Nitritation (j) mit der anoxischen Ammoniumoxidation (k) verknüpft (autotropher Prozess):



Da nur ein Teil des Stickstoffes (ca. 56%) aerob zu Nitrit oxidiert werden muss, beträgt die Sauerstoffeinsparung bis zu 60 % gegenüber der Nitrifikation/ Denitrifikation. Diesen ersten

Schritt erledigen hauptsächlich nitrifizierende Bakterien der Gattung *Nitrosomonas* und *Nitrospira*.

Anschließend kommt im zweiten Teilschritt die Bakterienspezies der Gattung *Planctomyceten* zum Einsatz, die zur anoxischen Ammoniumoxidation befähigt ist. Sie haben wie die meisten autotrophen Bakterien einen geringen Ertragskoeffizienten. Im Vergleich zu Nitrifikation/ Denitrifikation oder Nitritation/ Denitrifikation entsteht weniger Überschussschlamm. Des Weiteren kann im Vergleich zur Nitritation/ Denitrifikation mit einer weiteren Halbierung des Energiebedarfs auf ca. 1,5 kWh/ kg  $N_{elim}$  gerechnet werden [BEIER und SCHNEIDER, 2005]. Bei der anoxischen Ammoniumoxidation wird Ammonium mit Nitrit zu elementarem Stickstoff und etwa 10 % Nitrat umgewandelt.

Die erwähnten Teilschritte können in zwei Becken räumlich getrennt voneinander ablaufen oder auch in einem einzigen Becken stattfinden. Der Vorteil von zwei Becken besteht darin, dass jeweils pro Becken optimale Milieubedingungen geschaffen werden können, sodass der Umsatz insgesamt erhöht werden kann. Wenn nur ein Becken wie beim SBR-Verfahren existiert, z.B. DEMON-Verfahren [BEIER und SCHNEIDER, 2005], werden die Teilschritte zeitlich versetzt durchgeführt. Es gibt dabei Belüftungsphasen und unbelüftete Phasen oder es finden beide Teilschritte in unterschiedlichen Schichten statt. Dies ist beispielsweise der Fall, wenn im Biofilmsystem mit Aufwuchskörpern gearbeitet wird.

Zweistufige Systeme sind meist teurer bezüglich der Investitionen, aber bieten den Vorteil, dass die Prozessstabilität im Vergleich zu einstufigen Anlagen höher ist und dass Belastungsspitzen bei zwei Stufen besser abgepuffert werden können, als wenn man nur eine Stufe vorsieht. Außerdem ist die Problemerkennung und Regelung in nur einem Reaktor komplexer und schwieriger zu behandeln als bei zwei Stufen.

Mit den Verfahren der Deammonifikation können bis etwa 90 % des Stickstoffs entfernt werden. Entscheidend ist hierbei, dass sich die Bedingungen für die Bakterien möglichst kaum ändern, sodass mehrere Parameter wie Temperatur (optimal sind 30-37°C), pH-Wert, Sauerstoffkonzentration und Nitratkonzentration überwacht werden sollten. Hinzu kommt, dass die Nitritoxidierer unerwünscht sind, sodass die Ammoniumoxidierer einen Vorteil gegenüber den Nitritoxidierern haben sollten. Dies ist möglich, wenn sowohl die Sauerstoffkonzentration als auch das Schlammalter begrenzt wird. In der Folge werden die langsamer wachsenden Nitritoxidierer ausgeschwemmt.

Neben der bereits erwähnten Einteilung nach der Anzahl der Stufen, lassen sich Deammonifikationsanlagen nach unterschiedlichen Schlammsystemen gliedern. Es werden suspendierte Biomasse, granulierter Schlamm und Biofilme auf Trägermaterialien verwendet. Dies ist in Abbildung 3 dargestellt.

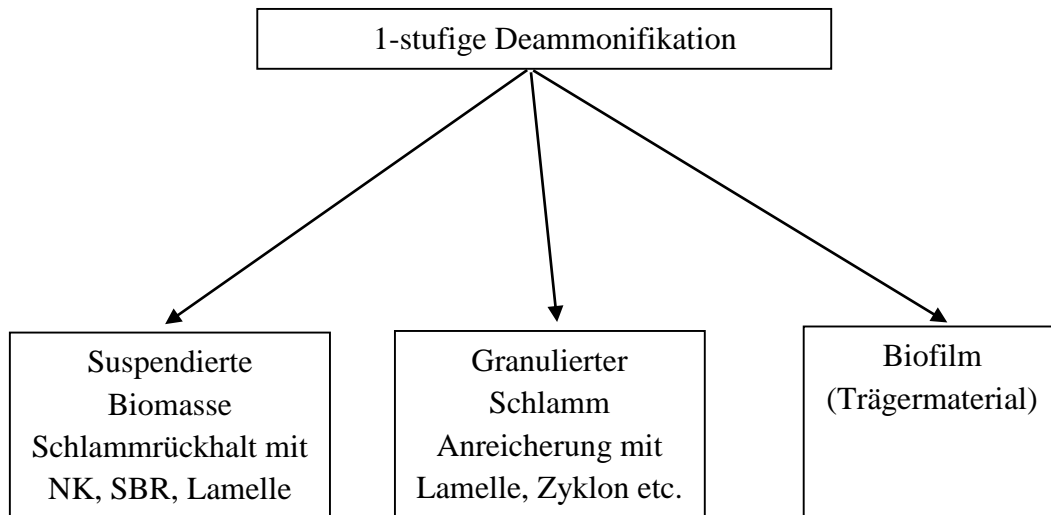


Abbildung 3: Einstufige Verfahrenstypen der Deammonifikation (SBR = Sequencing Batch Reactor, NK = Nachklärung) [BEIER und SCHÄPERS, 2015]

Bei zweistufigen Deammonifikationsanlagen ergibt sich eine Vielzahl an Ausführungen. Diese Kombinationen sind in Abbildung 4 zu sehen.

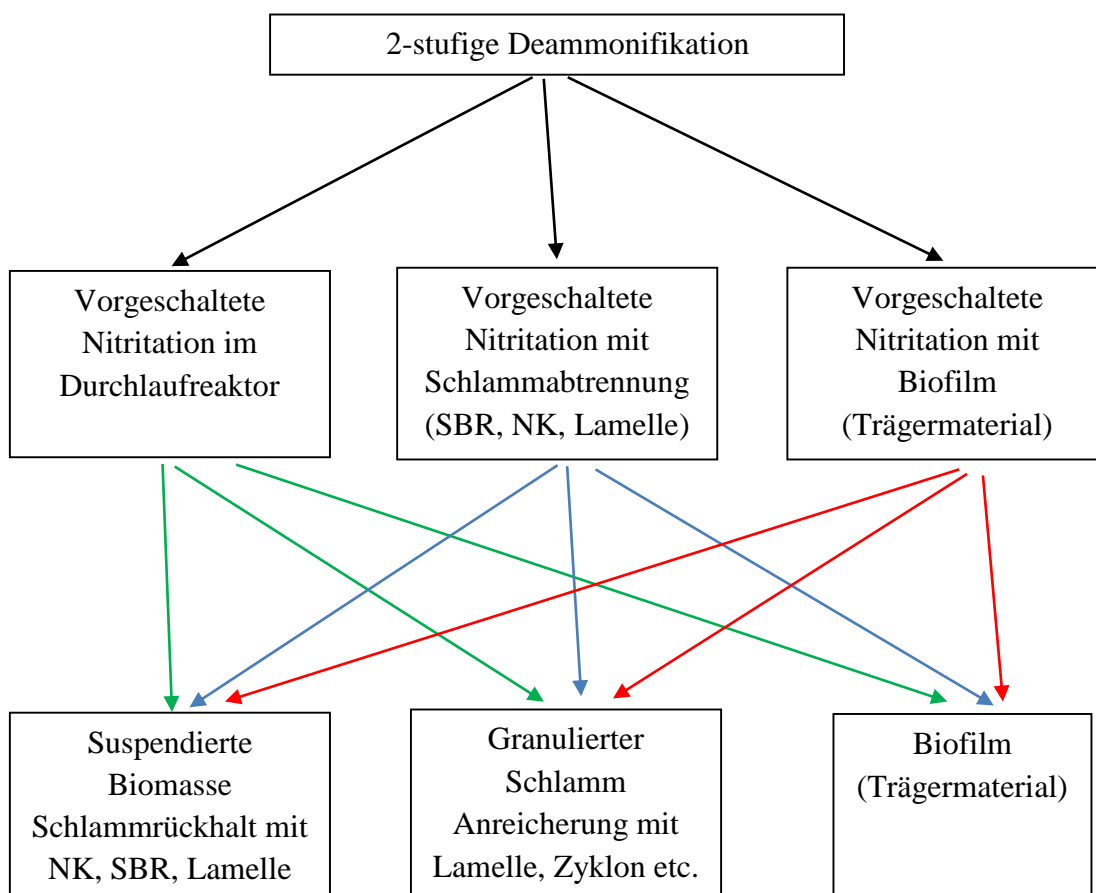


Abbildung 4: Zweistufige Verfahrenstypen der Deammonifikation (SBR = Sequencing Batch Reactor, NK = Nachklärung)[BEIER und SCHÄPERS, 2015]

Mittlerweile gibt es eine Vielzahl an unterschiedlichen Verfahren, welche sich eher im Detail unterscheiden, da sie allesamt das gleiche Ziel der Stickstoffelimination mit Hilfe des Deammonifikationsprozesses anstreben. Die wesentlichen Unterschiede bestehen in der Länge der belüfteten bzw. unbelüfteten Phasen sowie bei der Sauerstoffkonzentration während der Belüftung. Im Folgenden ist in Tabelle 1 eine Auswahl verschiedener Verfahren angegeben. Statistisch sind die Hälfte der nun weltweit über 100 Deammonifikationsanlagen SBR-Reaktoren, 88 % arbeiten mit nur einer Stufe und 75 % aller Anlagen sind im Nebenstrom errichtet worden.

Tabelle 1: Auswahl von Deammonifikationsverfahren [BEIER und SCHNEIDER, 2005]

<b>Verfahren</b>	<b>Bedeutung der Abkürzung</b>	<b>Anwendungsorte</b>
CANON	Completely Autotrophic Nitrogen removal over Nitrite	Delft
DEMON	Deammonifikation	Strass, Ingolstadt, Heidelberg, Zürich
DIB	Deammonifikation mit intermittierender Belüftung	Hattingen
NIB	Nitritation im intervallbelüfteten Biofilmsystem	Hattingen
OLAND	Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification	Gent
PANDA	Partial Augmented Nitritation Denitrification	Rheda-Wiedenbrück
SHARON	Single reactor system for high activity Ammonia Removal over Nitrite	Rotterdam, Utrecht, Zwolle
SAT	Store and Treat	Hamburg



Das NIB-Verfahren wurde im Biofilmsystem auf der Kläranlage Hattingen untersucht. Nachdem sich Anammoxbakterien angesiedelt hatten, wurde das System auf eine einstufige Deammonifikation umgestellt (DIB).

Tabelle 2 gibt eine Übersicht über die Eliminationsleistung bestehender Deammonifikationsanlagen.

Tabelle 2: Vergleich der Eliminationsleistungen unterschiedlicher Kläranlagen

<b>Kläranlage</b>	<b>Anlagenart</b>	<b>Eliminationsleistung</b>	<b>Quelle</b>
Rodgau	SBR, Teilstrom, einstufig	90 %	BEIER, 2005
Himmerfjärden	Biofilm, Moving-Bed-Verfahren, einstufig	80 %	BEIER, 2005
Landshut	zweistufig, suspendierte Biomasse	85 %	BEIER, 2005
Hamburg	Biofilm, Moving-Bed-Verfahren	77 %	BEIER, 2005
Rotterdam, Dokhaven	zweistufig, suspendierte Biomasse	85-98%	BAGCHI ET AL., 2011
Zwolle	einstufig, suspendierte Biomasse	85-95 %	BAGCHI ET AL., 2011
nicht benannt	einstufig (SHARON)	75 %	VAN KEMPEN ET AL., 2005
nicht benannt	SBR (CANON)	90 %	JOSS ET AL., 2009
nicht benannt	SBR (OLAND)	76 %	VLAEMINCK ET AL., 2009
nicht benannt	SBR (ANAMMOX)	69 %	VAZQUEZ-PADIN ET AL., 2009

#### **2.1.4 Strippung und saure Wäsche**

Die Ammoniak-Strippung ist ein physikalisches Verfahren zur Entfernung und weitergehenden Nutzung von Ammonium aus hochbelasteten Strömen. Das Produkt, eine konzentrierte Ammoniumsulfatlösung, kann zu einem Flüssigdünger für die Landwirtschaft aufbereitet oder industriell genutzt werden. Eine Strippung ist in ihrer Wirtschaftlichkeit von der Ammoniumkonzentration des zu behandelnden Stromes abhängig. Das Verfahren beinhaltet im Wesentlichen die folgenden drei Schritte, die in Reihe geschaltet in einer Stripp- und Absorptionskolonne umgesetzt werden:

1. Verschiebung des Ammonium/Ammoniak-Gleichgewichtes in Richtung der gasförmigen Komponente
2. Ausstrippung des Ammoniaks mit Luft oder Dampf
3. Adsorption des Strippgases

Im Einzelnen ist hierfür zunächst eine pH-Wert-Anhebung des zu behandelnden Prozessabwassers durch Zugabe von Lauge erforderlich ( $\text{pH} > 9$ ). Abbildung 5 verdeutlicht, dass höhere Temperaturen und höhere pH-Werte das Dissoziationsgleichgewicht in Richtung des Ammoniaks verschieben.

Durch Zuführung von Luft oder Wasserdampf in die Strippkolonne wird Ammoniak aus dem zu behandelnden Strom entfernt und mit dem Prozessluftstrom in die folgende Absorptionskolonne abgezogen. Der zu behandelnde Strom ist somit von Ammonium gereinigt. In einem nachgeschalteten Wäscher wird nun die mit Ammoniak angereicherte Strippluft mit Schwefelsäure gewaschen und in Form einer Ammoniumsulfatlösung gebunden. Die vom Ammoniak befreite Prozessluft kann erneut der Strippkolonne zugeführt werden. Insgesamt ist mit dieser Methode eine Stickstoffelimination von bis zu 97 % möglich [KEUDEL ET AL., 1999].

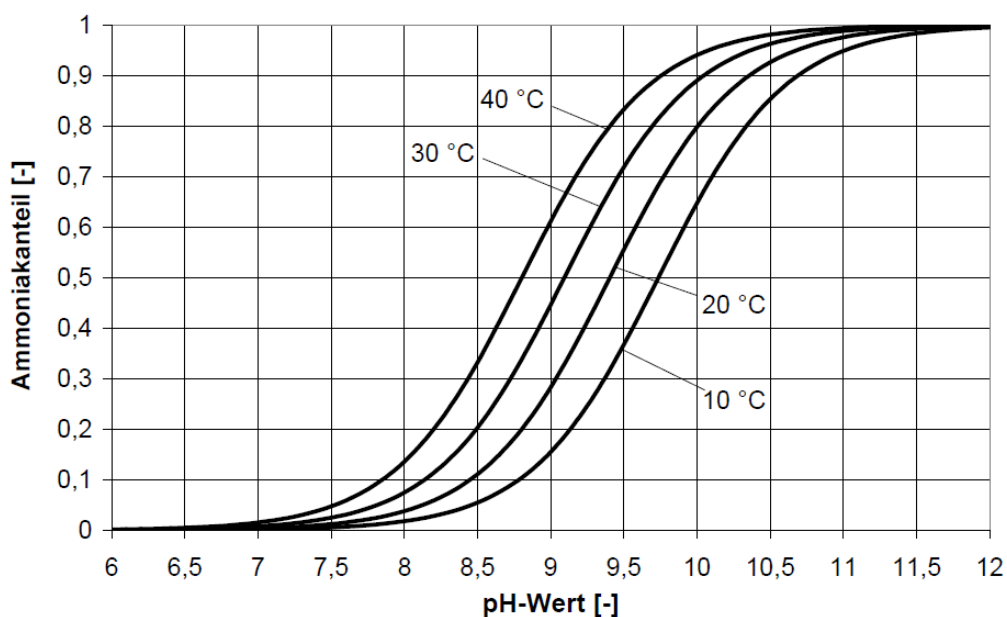


Abbildung 5: Dissoziationsgleichgewicht von Ammoniakstickstoff ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) und Ammoniumstickstoff ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) in Abhängigkeit des pH-Wertes und der Temperatur [MONTAG, 2008]

Strippungsanlagen sind bezüglich der Kostensituation im Vergleich zu Deammonifikationsanlagen im Nachteil. JENTZSCH ermittelte am Beispiel der Kläranlage Leipzig Rosenthal sehr detailliert Investitionskosten für Luftstrippungsanlagen und Deammonifikationsanlagen. Im Vergleich trennt die verschiedenen Technologien etwa der Faktor 3,6 bezüglich der Jahreskosten [JENTZSCH, 2008]. Um eine grobe Einschätzung der Größenordnung der Kostensituation von Luftstrippungsanlagen zu geben, wird auf KLEIN [2014] verwiesen. Er kalkulierte für das Klärwerk in Braunschweig mit 350.000 EW ein Investitionsvolumen von 2,5 Mio. €.

## 2.2 Phosphorelimination und Phosphorrückgewinnung auf Kläranlagen

### 2.2.1 Phosphorelimination

Phosphor kann nur in partikulärer, ungelöster („fester“) Form aus dem Abwasser entfernt werden. Die unterschiedlichen Möglichkeiten werden in chemische und biologische Mechanismen eingeteilt, wobei stets beide Mechanismen von Bedeutung sind [MONTAG, 2008].

#### Chemisch-physikalische Phosphorelimination:

Die chemische Fällung beruht auf dem Einsatz von Fällmitteln, welche in den Abwasserstrom eingemischt werden, woraufhin es zu Fällungsreaktionen kommt. Es entstehen aus den im Fällmittel enthaltenen Metallionen (z.B.  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ) und den Phosphationen ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) Mikrofloccen. Anschließend koagulieren die Mikrofloccen zu Makrofloccen. Abschließend werden die Makrofloccen aus dem Abwasser durch Sedimentation, Flotation oder Filtration abgetrennt. Je nachdem an welcher Stelle das Fällmittel dosiert wird, bekommen die Verfahren der chemischen Phosphorelimination unterschiedliche Bezeichnungen wie „Vorfällung“, „Simultanfällung“ und „Nachfällung“ (siehe Abbildung 6).

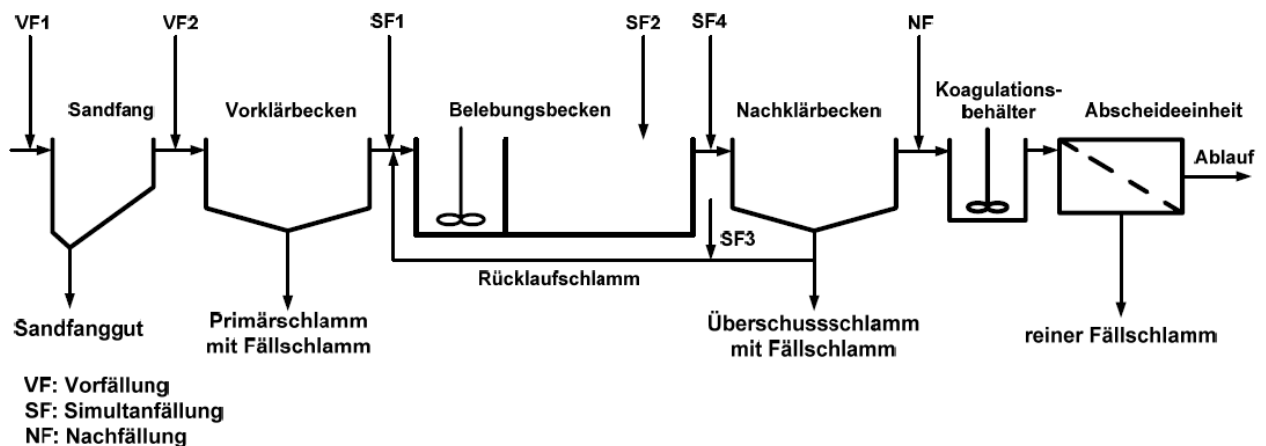


Abbildung 6: Verschiedene chemische Phosphoreliminationsverfahren [MONTAG, 2008]

#### Vermehrte biologische Phosphorelimination:

Die biologische Phosphorelimination basiert auf der Stoffwechselfähigkeit der Mikroorganismen im belebten Schlamm [PINNEKAMP, 1988]. Man unterscheidet zwischen konventioneller biologischer und vermehrter biologischer Phosphorelimination. Bakterienwachstum in biologischen Kläranlagen hat immer die Phosphorinkorporation in die Zelle zur Folge. Unter der vermehrten biologischen Phosphorelimination, im Folgenden Bio-P genannt, versteht man eine über das normale, wachstumsbedingte Maß hinausgehende Phosphoraufnahme und Phosphorbindung durch den belebten Schlamm. [TEICHFISCHER, 1994]

Unter bestimmten Bedingungen ist es möglich, für eine erhöhte Phosphoraufnahme durch Bakterien zu sorgen. Dies wird als „luxury uptake“ bezeichnet und führt zu einem üblichen P-Gehalt von 30 g P/kg TS im Überschussschlamm. Um die vermehrte Bio-P herbeizuführen,

verursacht man bei den Bakterien einen Stoffwechselstress, in dem die Bakterien einem ständigen Wechsel von anaeroben und aeroben Umgebungsbedingungen unterzogen werden.

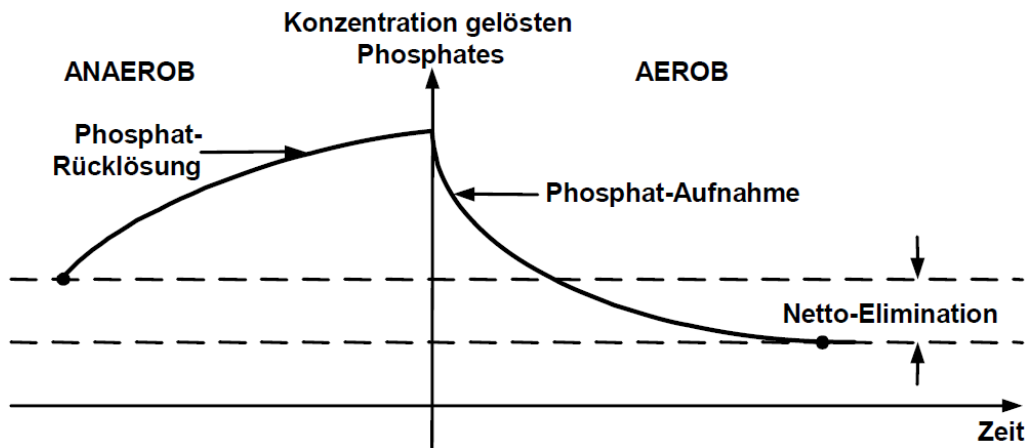


Abbildung 7: Prinzipieller Verlauf der P-Konzentration in einer Anlage zur biologischen Phosphorelimination [SCHÖNBERGER, 1990 verändert durch MONTAG, 2008]

Abbildung 7 und Abbildung 8 verdeutlichen, dass unter anaeroben Bedingungen die  $PO_4$ -Konzentration im anaeroben Becken ansteigt, da die Bakterien, in diesem Fall PAO (Polyphosphat Accumulating Organisms), in der Lage sind ihren Polyphosphatspeicher als Energiequelle zu nutzen. In der nachfolgenden aeroben Phase wird der Polyphosphat-Energiespeicher wieder aufgefüllt, indem  $PO_4$  aus dem Medium aufgenommen wird. Dies erfolgt intensiver als es für den Zellstoffwechsel notwendig wäre [BARJENBRUCH, M., EXNER, E., 2009]. Es ist günstig am Ende der aeroben Phase den Schlamm abzuziehen, sodass möglichst viel  $PO_4$ -P aus dem Abwasser herausgeholt werden kann und sich dann in den Bakterien befindet.

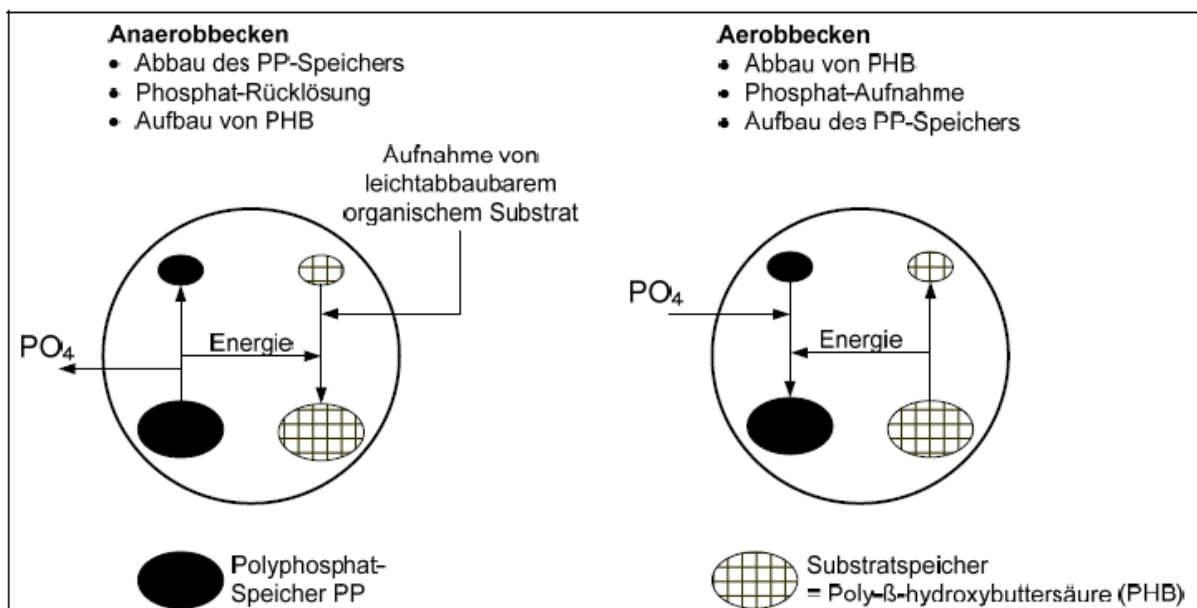


Abbildung 8: Vereinfachte Darstellung der Stoffwechselprozesse bei der vermehrten biologischen Phosphorelimination [RÖSKE und UHLMANN, 2005]

Die Leistungsfähigkeit der vermehrten biologischen Phosphorelimination ist anlagenspezifisch. Bei unterschiedlichen Kläranlagen, die ausschließlich Bio-P betreiben und auf chemische Fällung verzichten, wurden bei 60 % der Anlagen P-Eliminationsleistungen von mindestens 7,5 mg/l  $P_{ges}$  verzeichnet [SCHEER, 1994]. Dies soll nur als grobe Einschätzung dienen. Wenn man die Leistungsfähigkeit der Bio-P einer bestimmten Anlage kennen möchte, muss man die betreffende Anlage genauer untersuchen.

Positive Auswirkungen auf die vermehrte Bio-P haben folgende Einflüsse:

- geringer Eintrag von gelöstem Sauerstoff oder Nitrat in die anaerobe Zone
- hoher Gehalt an leicht abbaubaren Substraten (z.B. organische Säuren) bzw. ein günstiges Nährstoffverhältnis
- möglichst niedriges Schlammalter

„Außerdem sollte beachtet werden, dass die Verminderung der anaeroben Kontaktzeit, eine Substratkonkurrenz der Denitrifikanten und eine unzureichende Sauerstoffzufuhr und Anwesenheit von  $H_2S$  im Belebungsbecken eine deutliche Beeinträchtigung der Bio-P darstellen“ [UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR WIEN, 2007].

Durch die mesophile Faulung ergibt sich eine erhöhte  $PO_4$ -P-Konzentration, welche negative Auswirkungen auf die Entwässerung des Faulschlammes hat. Mit einem gezielten P-Management können die negativen Auswirkungen reguliert und kontrolliert werden [MONTAG 2008].

### **2.2.2 Einsatzstellen der Phosphorrückgewinnungsverfahren**

Die Unterteilung der Verfahren zur Phosphorrückgewinnung erfolgt häufig nach dem Ort bzw. Medium. Ziel ist es, ein Produkt zu generieren, welches in der Landwirtschaft als Dünger, in der Düngemittelindustrie oder in der Phosphorindustrie verwendet werden kann. Die verschiedenen Ansätze zur Rückgewinnung setzen in der Flüssigphase oder im Klärschlamm sowie in der Klärschlammasche an [KLEIN, 2014]. Die grundsätzlichen Ansatzpunkte zum Einsatz von Technologien zur Nährstoffrückgewinnung in einem gewöhnlichen System der Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung sind in Abbildung 9 dargestellt.

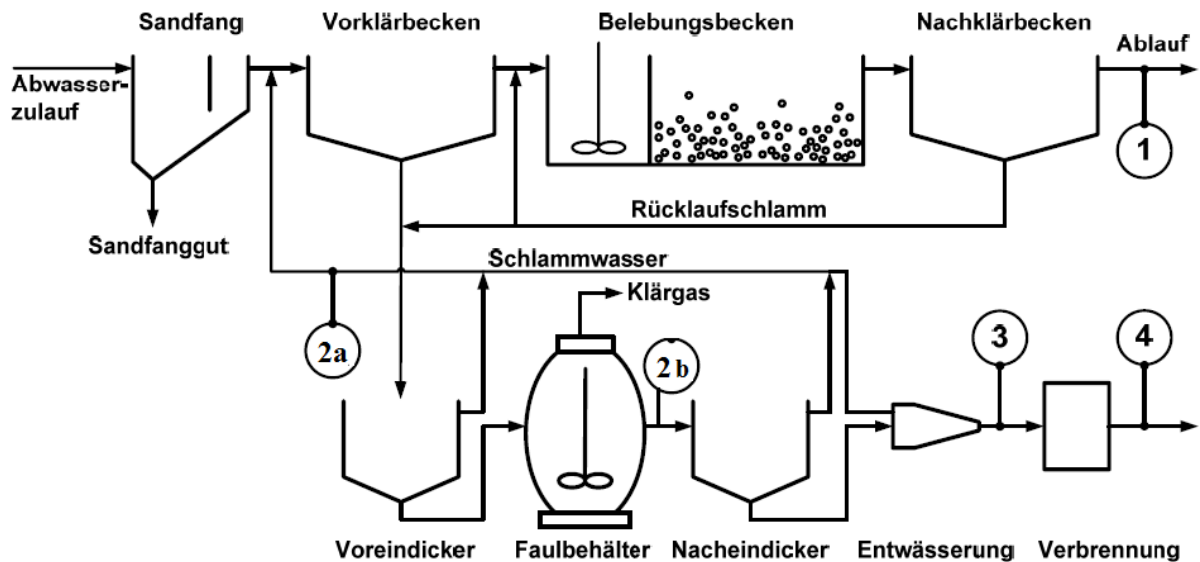


Abbildung 9: Mögliche Einsatzstellen einer Phosphorrückgewinnung [nach PINNEKAMP ET AL., 2005, verändert von MONTAG, 2008], verändert (1) Kläranlagenablauf (2a) Schlammwasser (2b) Faulschlamm (3) entwässerter Faulschlamm (4) Klärschlammасhe

Im Kapitel 2.2.3 werden einige dieser Verfahren beschrieben und nach der Bindungsform des Phosphors unterschieden. Der Entwicklungsstand bzw. die Anwendungsreife der Verfahren ist sehr unterschiedlich. Eine Übereinstimmung besteht bei allen Einsatzstellen und Verfahren am Ende der Verfahren. Einer der letzten Schritte dient der gezielten Überführung des gelösten Phosphates in eine nutzbare Form. Der Reinheitsgrad variiert zwischen den Verfahren und es treten zum Teil Neben- und Mischprodukte auf.

Die folgende Abbildung 10 und die Tabelle 3 verdeutlichen, wie die Rahmenbedingungen der Phosphorrückgewinnung je nach Einsatzstelle aussehen. Die Volumen- und Massenströme sowie die Konzentrationen unterscheiden sich an den verschiedenen Orten in der Kläranlage zum Teil erheblich. Abbildung 10 gibt an, dass sich 90 % des Phosphors aus dem Zulauf schließlich im Klärschlamm befinden.

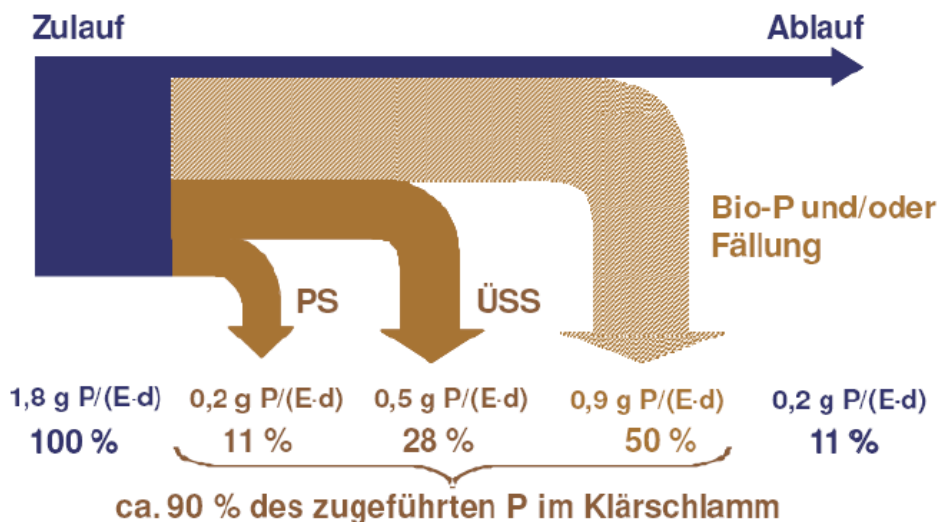


Abbildung 10: Phosphorbilanz einer Abwasserreinigungsanlage mit oder ohne biologische Phosphor-Fällung in Deutschland [SCHAUM, 2008]

Wenn das Schlammwasser behandelt wird, reduziert sich der zu behandelnde Volumenstrom auf maximal 5 % des Volumens am Ablauf, sodass die Investitionskosten für Baumaßnahmen dementsprechend geringer ausfallen würden. Sowohl hier als auch am Ablauf liegt der Phosphor als gelöstes PO<sub>4</sub>-P vor. Relativ leicht verfügbar für eine Rücklösung aus dem Schlammwasser ist nur der Teil des Phosphors, der zuvor im Belebungsbecken über eine vermehrte biologische Phosphorelimination als Polyphosphat aus dem Abwasser entnommen wurde. Bei der Faulung wird die Biomasse zersetzt, sodass PO<sub>4</sub>-P freigesetzt wird. Im Schlammwasser liegen die Konzentrationen zwischen 20-100 mg/l, wobei übliche Konzentrationen einer intakten Bio-P zuzüglich Faulung eher im Bereich 100 mg/l und aufwärts liegen. Das Rückgewinnungspotential aus Schlammwasser beträgt bis zu 45 % der Zulauf-fracht in die Kläranlage [HERMANN, 2009].

Aus dem entwässerten Faulschlamm kann man bis zu 90 % des Phosphors zurückgewinnen, der der Kläranlage vorher zugeflossen ist. Dafür muss der Phosphor allerdings aus der Schlammmatrix rückgelöst werden. Das betreffende Volumen ist mit 0,15 l pro Einwohner und Tag nochmal kleiner als an der zuvor genannten Stelle.

Das kleinste zu behandelnde Volumen ergibt sich bei der Klärschlammasche. Aus 0,03 kg Asche pro Einwohner und Tag können bis zu 90 % der Zulauf-fracht rückgewonnen werden (Tabelle 3). Hierbei handelt es sich um Monoverbrennungsverfahren, welche wohl nach dem heutigen Stand nicht auf kleinen und mittleren Kläranlagen realisiert werden, sondern in großen zentralen Anlagen oder in Kläranlagen-Kooperationsgemeinschaften Anwendung finden.

Tabelle 3: Charakterisierung der Einsatzstellen zur Phosphorrückgewinnung in kommunalen Kläranlagen [PINNEKAMP, 2002, verändert und ergänzt von MONTAG, 2008]

<b>Einsatz- stelle</b>	<b>Volumen/ Massen- strom</b>	<b>Phosphor- konzentra- tion</b>	<b>Bindungs- form</b>	<b>Rückgewin- nungspoten- tial (bezogen auf Zulauf- fracht der Kläranlage)</b>	<b>Max. Rückgewin- nungsgrad</b>
1. Kläranla- genablauf	200 l/(E·d)	< 5 mg/l	gelöst	max. 55 %	50 %
2. Schlamm- wasser	1 – 10 l/(E·d)	20 – 100 mg/l	gelöst	max. 50 %	45 %
3. Entwässer- ter Faul- schlamm	0,15 l/(E·d)	~ 10 g/kg FS	biologisch/ chemisch gebunden	~ 90 %	45 %
4. Klär- schlamm- asche	0,03 kg/(E·d)	64 g/kg	chemisch gebunden	~ 90 %	80 %

Die in Tabelle 3 genannten Einsatzstellen geben eine Unterteilung der Verfahren mit dem dazugehörigen Potential der Phosphorrückgewinnung an. Im Folgenden werden die Verfahren

der P-Rückgewinnung vorgestellt und angegeben, wieviel Phosphor tatsächlich zurückerhalten werden kann.

### 2.2.3 Phosphorrückgewinnungsverfahren

Die Literatur bietet mittlerweile eine große Auswahl an verschiedenen Untersuchungs- und Forschungsvorhaben. Beispielhaft sei an dieser Stelle der Bericht „Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser“ genannt [EGLE ET AL., 2014]. Im Rahmen dessen wurden verschiedene Verfahren der Phosphorrückgewinnung hinsichtlich Technik, Ökonomie und Ökologie verglichen. Die nachfolgende Bewertung orientiert sich an EGLE ET AL. [2014] und wurde angepasst. In Tabelle 5 sind die Verfahren mit den besten Bewertungen aufgeführt. Die Höchstpunktzahlen der Kategorien liegt zwischen 4 und 5 Punkten.

Die Kriterien werden unterschiedlich gewichtet (Tabelle 4), sodass sich zwei Endpunktzahlen ergeben. Daraus wird ein Mittelwert (MW) gebildet.

Tabelle 4: unterschiedliche Gewichtung der Kriterien [EGLE ET AL., 2014]

	Kategorie				
	1	2	3	4	5
<b>Gewichtung 1</b>	1,5	2	2	1,5	0,5
<b>Gewichtung 2</b>	3	1	1	1	1

Tabelle 5: Bewertung der Verfahren, nach [EGLE ET AL., 2014], verändert

Einsatzort	Verfahren	Kriterien					Ergebnis Gew.1	Ergebnis Gew.2	MW
		1	2	3	4	5			
Ablauf und Schlammwasser	DHV Crystalactor	4,0	5,0	3,0	1,0	1,5	24,25	22,5	23,38
	Ostara Pearl Reactor	4,0	5,0	3,0	1,0	2,0	24,5	23,0	23,75
	Phostrip	4,0	5,0	3,0	1,0	1,0	24,0	22,0	23
	PRISA	4,0	4,0	3,0	1,0	1,0	22,0	21,0	21,5
Faul- und Klärschlamm	AirPrex	4	5	3	3	1,5	27,25	24,5	25,88
	Gifhorner Verfahren	4,0	5,0	3,0	1,0	0,5	23,75	21,5	22,63
	Stuttgarter Verfahren	4,0	4,0	3,0	1,0	0,5	21,75	20,5	21,13
	Aqua Reci	2	2	1	2	1	12,5	12	12,25
	Phoxnan	4,0	3,0	3,0	1,0	0,5	19,75	19,5	19,63
Klärschlammasche	Thermphos	4,0	5,0	1,0	1,0	1,5	20,25	20,5	20,38
	PASCH	4,0	3,0	3,0	1,0	1,5	20,25	20,5	20,38
	Leachphos	4,0	4,0	3,0	1,0	1,0	22,0	21,0	21,5

**Bedeutung der Kriterien:** 1: Zugang zu Informationen und Daten, 2: Verfügbarkeit der Technologie, 3: Charakteristik des Endprodukts, 4: Einhaltung der Grenzwerte gemäß DüMV für Schwermetalle, org. Verunreinigungen und pathogene Keime, 5: Wirtschaftlichkeit (berücksichtigt Rückgewinnungsgrad).



Bei den Verfahren, die am Ablauf bzw. im Schlammwasser ansetzen, wird das Verfahren Ostara Pearl am besten bewertet. Bei den Faul- und Klärschlammverfahren liegt das AirPrex-Verfahren vorn. Die Verfahren Thermphos und PASCH teilen sich den ersten Platz der Aschebehandlungsverfahren. Dabei ist anzumerken, dass das Unternehmen Thermphos International, welches das Thermphos-Verfahren betrieben hat, mittlerweile insolvent ist.

Es werden im Folgenden nur noch Faul- und Klärschlammverfahren berücksichtigt. Aschebehandlungsverfahren kommen für eine Kläranlage wie Ahrensburg nicht infrage, da eine eigene vorgeschaltete Klärschlamm-Monoverbrennungsanlage für eine Kläranlage dieser Größe nicht wirtschaftlich sein würde. Zudem werden sowohl Aschebehandlungsverfahren als auch Verfahren, die am Ablauf oder Schlammwasser ansetzen, den Anforderungen nicht gerecht, da sie keine Verbesserung der Entwässerung ermöglichen würden. Dieses Kriterium sollte jedoch auf jeden Fall erfüllt sein, sodass es ein K.O.-Kriterium ist. Diese Vorgabe des Betreibers macht den Einsatzort des Verfahrens im Faulschlamm erforderlich (siehe Zielsetzungen in Kapitel 1).

Für den Vergleich der Verfahren wurden Technologien ausgewählt, die alle bekannten Ansätze zur Rückgewinnung des Phosphors aus dem Faul- und Klärschlamm abdecken. „Dazu zählen die nasschemischen Verfahren Seaborne sowie das Stuttgarter Verfahren, die nassoxidativen Verfahren Aqua Reci und Phoxnan. Zur direkten Rückgewinnung des in der Faulschlammphase gelöst vorliegenden Phosphors wurde das AirPrex Verfahren ausgewählt“ [EGLE, 2014]. Abbildung 11 zeigt die Unterschiede zwischen den Verfahren auf. Zum Verständnis sei angemerkt, dass das Gifhorner Verfahren eine Abwandlung des Seaborneverfahrens ist.

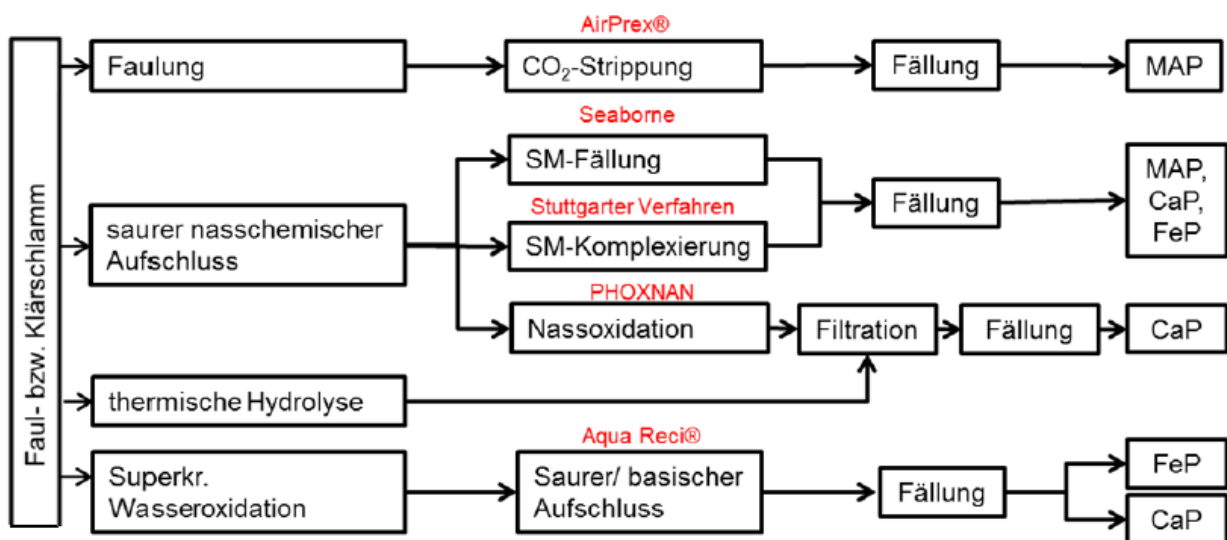


Abbildung 11: Verfahrensansätze zur Rückgewinnung aus Faul- und Klärschlamm, nach [EGLE ET AL., 2014], verändert, SM: Schwermetall

Die Tabelle 6 gibt an, wie hoch die zurückgewonnene Phosphormenge durch das jeweilige Verfahren bezogen auf den Zulauf ist.

Tabelle 6: P-Rückgewinnung bezogen auf die Zulauffracht [EGLE, 2014]

Verfahren	P-Rückgewinnung bez. auf Zulauf [in %]
AirPrex	10-15
Gifhorner Verfahren	30-50
Stuttgarter Verfahren	30-60
Aqua Reci	50-70
Phoxnan	40-60

Tabelle 7 veranschaulicht die Beurteilung der oben genannten Klär- oder Faulschlammverfahren. Es wird eine Punktzahl zwischen 1 und 5 Punkten für jede Kategorie vergeben. Teilweise sind in Klammern weitere Informationen zur Erklärung gegeben. Die Kriterien ermöglichen eine umfassende Gegenüberstellung.

Tabelle 7: Zusammenfassende Bewertung der Verfahren für Faul- bzw. Klärschlamm, nach [EGLE, 2014], verändert

Kategorie	Verfahren				
	AirPrex	Gifhorner	Stuttgarter	Aqua Reci	Phoxnan
Anforderung an Abwasserreinigung	Bio-P	nein	nein	nein	Bio-P
Komplexität Anlagentechnik	5 (einfach)	3 (mäßig)	3 (mäßig)	1 (hoch)	1 (hoch)
Geringer Wartungsaufwand	5 (ja)	4 (ja)	4 (ja)	3 (mäßig)	3 (mäßig)
Keine negative Auswirkung auf Abwasserreinigung	5 (ja)	5 (ja)	5 (ja)	5 (ja)	5 (ja)
Keine negative Auswirkung auf Schlammbehandlung	5 (ja)	4 (ja)	4 (ja)	5 (ja)	5 (ja)
Ressourcenaufwand	5 (gering)	3 (mäßig)	3 (mäßig)	3 (mäßig)	1 (hoch)
Abfallstoffe	5 (nein)	1 (ja)	1 (ja)	1 (ja)	1 (ja)
Rückgewinnungspotential des Verfahrens	1 (7-15 %)	3 (40-60 %)	3 (40-60 %)	5 (65-75 %)	4 (50-60 %)
Rückgewinnungspotential bezogen auf Kläranlagenzulauf	1 (~ 10 %)	3 (40-50 %)	3 (40-50 %)	5 (~ 60 %)	4 (~ 50 %)
Pflanzenverfügbarkeit Produkt	5 (sehr gut)	5 (sehr gut)	5 (sehr gut)	3 (mäßig)	5 (sehr gut)
Verfahrenskosten	5 (7 €/kg P)	4 (13€/kg P)	3 (16€/kg P)	2 (23€/kg P)	1 (27€/kg P)
Punkte	42	35	34	33	30
<b>Platzierung</b>	<b>1.</b>	<b>2.</b>	<b>3.</b>	<b>4.</b>	<b>5.</b>

In Tabelle 8 sind die Vor- und Nachteile der Verfahren, welche im Schlamm- oder Schlammwasser ansetzen, übersichtlich und zusammenfassend aufgelistet.

Tabelle 8: Übersicht der Vor- und Nachteile der Schlamm- bzw. Schlammwasserbehandlungsverfahren

<b>Verfahren</b>	<b>Vorteile</b>	<b>Nachteile</b>
AirPrex	Einfach, geringer Wartungsaufwand, geringer Ressourcenbedarf, keine Abfallstoffe, sehr gute Pflanzenverfügbarkeit des erzeugten MAP, relativ günstige Technologie, Verbesserung der Entwässerung	P-Rückgewinnungspotential niedrig
Gifhorner	Kosten mittelmäßig hoch, sehr gute Pflanzenverfügbarkeit des erzeugten MAP, P-Rückgewinnungspotential mittelmäßig hoch	Weitere Abfälle zu entsorgen
Stuttgarter	sehr gute Pflanzenverfügbarkeit des erzeugten MAP, begrenzter Wartungsaufwand, P-Rückgewinnungspotential mittelmäßig hoch	Weitere Abfälle zu entsorgen
Aqua Recii	P-Rückgewinnungspotential hoch	Unwirtschaftlich, weitere Abfälle zu entsorgen, komplexe Technik
Phoxnan	P-Rückgewinnungspotential hoch, sehr gute Pflanzenverfügbarkeit des Produkts	Unwirtschaftlich, weitere Abfälle zu entsorgen, komplexe Technik, hoher Ressourcenaufwand

Die Verfahren Aqua Recii und Phoxnan setzen beide im entwässerten Klärschlamm an, sodass keine Verbesserung des Entwässerungsergebnisses erzielt werden kann. Das Gifhorner und das Stuttgarter Verfahren setzen im uneingedickten Faulschlamm an und erzeugen neben MAP zusätzlich die Nebenprodukte Calciumphosphat (CaP) und Eisenphosphat (FeP). Zudem laufen sie bei niedrigen pH-Werten im Bereich 2-4 ab und benötigen weitere Betriebsmittel (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, Zitronensäure, NaS). Als Folge des niedrigen pH-Wertes entsteht als Abfallstoff angesauerter Klärschlamm, welcher deponiert oder verbrannt werden muss. Die weiteren Entsorgungswege, zum Teil instabile Betriebsweisen sowie teilweise komplizierte Verfahrenstechniken sind zu berücksichtigen. Die erhöhten P-Rücklöseraten sind nur mit einem überproportionalen Einsatz an Chemikalien möglich. Dies ist unwirtschaftlich und verursacht wie zuvor erwähnt weitere Probleme bei der Entsorgung.

Das AirPrex-Verfahren stellt das am besten bewertete Verfahren für die Behandlung von Faulschlamm dar. Es ist ein relativ einfach zu handhabendes Verfahren und erfordert wenige Betriebsmittel. Da das Verfahren direkt im Faulschlamm ansetzt und zwischen Faulbehälter und Entwässerung positioniert wird, kann eine Verbesserung der Entwässerung erzielt werden. Bei diesem Prozess sind keine Abfallstoffe zu erwarten. Als Produkt wird MAP erhalten, welches einen qualitativ hochwertigen Dünger darstellt. Dies und die gute Pflanzenverfügbarkeit wurden im Rahmen des EU-Forschungsvorhabens namens „P-Rex“ bestätigt [EWERT ET AL, 2014; WILKEN ET AL, 2014]. Das AirPrex Verfahren ermöglicht vergleichsweise niedrige P-Rückgewinnungsleistungen, denn es handelt sich primär um ein Verfahren zur Optimierung der Faulschlammbehandlung mit dem Nebeneffekt der MAP-Rückgewinnung.

Bei der Kostenbetrachtung wird das AirPrex-Verfahren sehr gut bewertet. Es werden Kosten von 0,5 €/(EW·a) bzw. 7 €/kg P angegeben. Damit ist dieses Verfahren mit Abstand das günstigste der genannten Verfahren.

In Tabelle 9 sind beispielhaft die Daten mehrerer bereits installierter AirPrex-Anlagen zu sehen. Sowohl Kläranlagen der Größenklasse 4 (GK 4), was einer Kläranlage von 10.000-100.000 EW entspricht (z.B. Kläranlage Uelzen), als auch Kläranlagen der GK 5 (> 100.000 EW) haben derartige Anlagen installiert und betreiben diese nun seit mehreren Jahren.

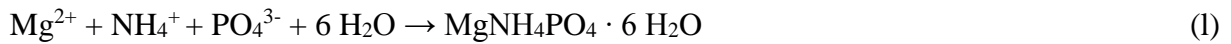
Tabelle 9: Anwendungsbeispiele von AirPrex-Anlagen

Kläranlage	Einwohnerwerte [EW]	Kapazität AirPrex Faulschlamm [m <sup>3</sup> /d]	MAP-Gewinnung [kg/d]	Inbetriebnahme
Mönchengladbach-Neuwerk	700.000	1.200	1.500	2009
Berlin Waßmannsdorf	1.000.000	2.000	2.500	2011
Amsterdam-West Waternet (NL)	1.000.000	2.500	3.000	2013/2014

#### 2.2.4 Magnesium-Ammonium-Phosphat-Fällung und -Produkte

Kristallisieren ist das Überführen von einem oder mehreren im Abwasser gelösten Stoffe in den kristallinen Zustand. Die Übersättigung der Lösung wirkt als treibende Kraft. Dadurch wird die Entstehung von Kristallkeimen und das Wachstum vorhandener Kristalle ermöglicht. „Bei der Kristallisation wird die Löslichkeit der gelösten Stoffe durch Temperaturänderung und/ oder Zusatz eines Stoffes, der mit der zu kristallisierenden Substanz ein Ion gemeinsam hat, oder durch Entzug des Lösungsmittel herabgesetzt. Im Gegensatz dazu werden bei der Fällung Reaktionspartner zusammengebracht, die in wässrigen Lösungen spontan Feststoffe mit stark gestörtem Gitteraufbau bilden.“ [BRAUER, 1996] Bei der Kristallisation bilden sich hingegen relativ langsam Kristalle mit einem Gitteraufbau. Einflussparameter für die Kristallisation sind: zusätzliche Verunreinigungen im Abwasser, Kristallisationstemperatur, Übersättigung, spezifisches Gewicht der Kristalle, Phasenführung im Kristallisationsreaktor. [BRAUER, 1996]

Zur Ausfällung bzw. Kristallisation der gelösten Phosphate können hinsichtlich einer späteren Phosphorverwertung bzw. –verwendung insbesondere Magnesiumverbindungen zum Einsatz kommen. Liegt außer Ammonium in ausreichender Form Phosphat in der flüssigen Phase vor, kann unter bestimmten Randbedingungen die Kristallisation von Magnesiumammoniumphosphat (MAP, mineralogisch als „Struvit“ bezeichnet) nach Gleichung (1) erfolgen.



An der Reaktionsgleichung ist zu erkennen, dass im MAP-Salz Magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) und Phosphat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) im stöchiometrischen Verhältnis von 1:1:1 enthalten sind. Um dieses molare Gleichgewicht in einem wässrigen Medium zu erhalten, müssen in der Regel Phosphor und Magnesium zudosiert werden. Wird lediglich die Phosphorrückgewinnung im Beisein von Ammonium angestrebt, wird nur Magnesium bis zum Gleichgewicht mit Phosphat oder zur Verbesserung des Kristallisationsgrades leicht überstöchiometrisch zudosiert [MONTAG, 2008].

Die nachfolgende Abbildung 12 und Abbildung 13 geben einen Eindruck, wie unterschiedlich MAP aussehen kann. Die kristalline Struktur kann nicht bei allen Varianten wahrgenommen werden, da es zum Teil zu Pellets mit Durchmessern von mehreren Millimetern verarbeitet wurde.

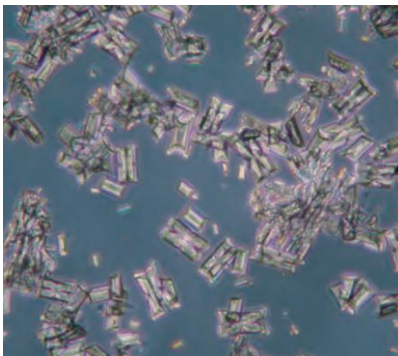


Abbildung 12: kristalline Struktur des MAP [STEINMETZ, 2012]

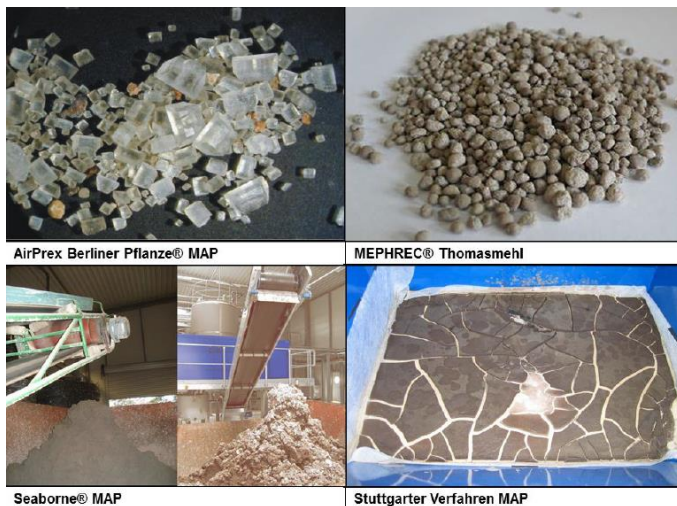


Abbildung 13: Unterschiedliche MAP-Produkte [EGLE ET AL., 2014]

### 2.3 Gesetzlicher Rahmen für phosphathaltige Schlämme und Dünger

„Von gesetzlicher Seite ist vorgesehen, dass lediglich Schlämme mit niedrigen Schadstoffgehalten und hohem pflanzenverfügbaren Phosphor in der Landwirtschaft verwertet werden sollten. Zudem sollten keine langen Transportdistanzen zwischen Kläranlage und Acker zu überbrücken sein“. [PINNEKAMP und FRIEDRICH, 2006]

Klärschlämme werden als Düngemittel auf landwirtschaftlich genutzten Böden EU-weit auf Grundlage der „Richtlinie des Rates vom 12.06.1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft“ ausgebracht. Die Nutzung von Klärschlamm in der Landwirtschaft soll demnach so erfolgen, dass keine schädlichen Auswirkungen auf Böden, Vegetation, Tier und Mensch zu erwarten sind und außerdem eine adäquate Verwendung von Klärschlamm gefördert werden kann [GÜNTHER, 2011; EU, 1986].

In der Bundesrepublik Deutschland regelt das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) die Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung der Ressourcen und die Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen. Das Aufbringen von Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Flächen wird rechtlich in der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) sowie der Düngemittelverordnung (DüMV) reglementiert. „Ziel ist es, die Belange des Bodenschutzes zu stärken und gleichzeitig die umweltverträgliche Nutzung des Pflanzennährstoffes Phosphor zu gewährleisten.“ [BERGS, 2007] Die vorgeschriebenen Grenzwerte verschiedener Gesetze und Richtlinien sind in Tabelle 10 dargestellt. Die aktuelle Klärschlammverordnung (AbfKlärV) ist von 1992 und wurde seitdem ergänzt und zum Teil verändert. Es liegt ein Referentenentwurf vor, welcher in den nächsten Jahren Anwendung finden könnte und zu neuen Bestimmungen führen würde.

Tabelle 10: Gesetzliche Grenzwerte für Schwermetalle [mg/kg TR] in Klärschlamm mit landwirtschaftlicher Verwertung [EU-RICHTLINIE, 1986], [ABFKLÄRV, 1992], [ABFKLÄRV REFERENTENENTWURF, 2015], [DÜMV, 2008], [LANGENOHL ET AL., 2012]

<b>Parameter [mg/kg TR]</b>	<b>EU- Richtlinie 1986</b>	<b>AbfKlärV 1992</b>	<b>AbfKlärV Referen- tenentwurf</b>	<b>DüMV 2008</b>	<b>Maßgeblicher Grenzwert bei landwirtschaftl. Verwertung</b>
Blei	750 – 1200	900	120/150	150	900
Cadmium	20 – 40	10	2,5/3	1,5	10
Chrom	-	900	100/120	-	900
Kupfer	1000 – 1750	800	700/850	700	700
Nickel	300 – 400	200	80/100	80	200
Quecksilber	16 – 25	8	1,6/2	1,0	8
Zink	2500 - 400	2500	1500/1800	5000	2500

Eine direkte landwirtschaftliche Verwertung der im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe wird von Seiten des Gesetzgebers im zunehmenden Maße erschwert, da die Anforderungen an die Qualität der Klärschlämme steigen. Bezüglich der häufig eingesetzten Polymere sind Verschärfungen zu erwarten. Ab dem 1.1.2017 dürfen Klärschlämme, die mit Polymeren behandelt wurden, als Düngemittel nur noch verwendet werden, wenn sämtliche Bestandteile

und das Endprodukt sich um mindestens 20 Prozent in zwei Jahren abbauen lassen [LANGENOHL ET AL., 2012]. Als alternativer Entsorgungsweg wird die Klärschlammverbrennung hierdurch zukünftig an Bedeutung gewinnen. Dies kommt für die Kläranlage Ahrensburg an dieser Stelle jedoch nicht in Betracht.

Um trotzdem den natürlichen Nährstoffkreislauf, insbesondere von Phosphor, zu schließen, werden die derzeit wissenschaftlich untersuchten Phosphorrückgewinnungsverfahren aus den Strömen der Abwasserreinigung und Schlammbehandlung sowie der Klärschlammverbrennung für eine großtechnische Umsetzung interessanter [nach GÜNTHER, 2011].

## **2.4 Rückbelastung der Kläranlage durch Wässer der Schlammbehandlung**

Kläranlagen mit einer anaeroben Schlammstabilisierung/ Faulung produzieren bei der Entwässerung des Faulschlammes ein Abwasser, welches hohe Stickstoff- und Phosphatkonzentrationen aufweist. Dieses Abwasser wird, wenn keine weiteren Maßnahmen ergriffen werden, in den Hauptstrom zurückgeleitet und stellt die sogenannte Rückbelastung dar. Die Stickstoffbelastung aus der Faulschlammwässerung macht einen zum Teil beträchtlichen Anteil aus. Insbesondere auf kommunalen Kläranlagen, die Fremdschlämme und Co-Substrate annehmen, falls noch freie Kapazitäten bei der Faulung bestehen, weisen eine Stickstoffrückbelastung bezogen auf die Zulaufkraft von bis zu 30 % auf [DWA, 2009]. Der Durchschnitt liegt bei etwa 20 %. Der gesamte Stickstoffanteil der Substrate, der in Form von Fetten und Proteinen in die Faulung gelangt, wird in wasserlösliche Formen, vor allem in Ammonium überführt. Da der Kohlenstoff bei der Faulung zu Methan und Kohlenstoffdioxid umgewandelt wird, ist das Verhältnis von  $BSB_5/TKN$  mit etwa 0,15 im Schlammwasser ungünstig. Wenn nun das Schlammwasser zurückgeleitet wird und in den Hauptstrom gelangt, hat dies Auswirkungen auf den Betriebsmittelbedarf, die erforderliche Belüftung und führt zu größeren benötigten Denitrifikationsvolumen und gegebenenfalls zu erhöhtem Bedarf an externem Kohlenstoff, was Kosten verursacht. Mehrere Gründe sprechen für eine separate Teilstrombehandlung des Faulschlammwassers:

- 10-20-fach erhöhte Stickstoffkonzentration
- vergleichsweise niedriger, konstanter Volumenstrom
- geringe Schwankungen in der Konzentration und weitgehend hydrolisiert
- höhere und gleichmäßigere Temperaturen
- ungünstiges  $BSB_5/N$ - und  $C/N$ -Verhältnis

Seit 15-20 Jahren werden Anlagen zur separaten Elimination der Stickstoffrückbelastung im Teilstrom errichtet. Dadurch wird die interne Rückbelastung der Kläranlage deutlich reduziert [BEIER und SCHÄPERS, 2015].

Die Rückbelastung durch Phosphor ist bei Kläranlagen ohne Bio-P und ohne die Annahme von Co-Fermenten nahezu unerheblich und selten höher als 5 % bezogen auf den Zulauf zur Belebung [FIMML, 2010; UBA, 2008]. Wenn sich allerdings die Phosphatkonzentration im Faulschlamm durch die vermehrte Annahme von Co-Substraten oder eine sehr ausgeprägte Bio-P erhöht, birgt dies Risiken. Gemäß Abbildung 14 kommt es bei steigenden  $PO_4$ -P-Konzentrationen schon bei niedrigeren pH-Werten zu MAP-Ausfällungen. Dies führt dazu,

dass Betreiber von Kläranlagen erhöhte Phosphatkonzentrationen vermeiden möchten, da MAP zu Inkrustationen führen kann, welche den Querschnitt von Rohrleitungen verringern oder sogar komplett zuwachsen lassen können.

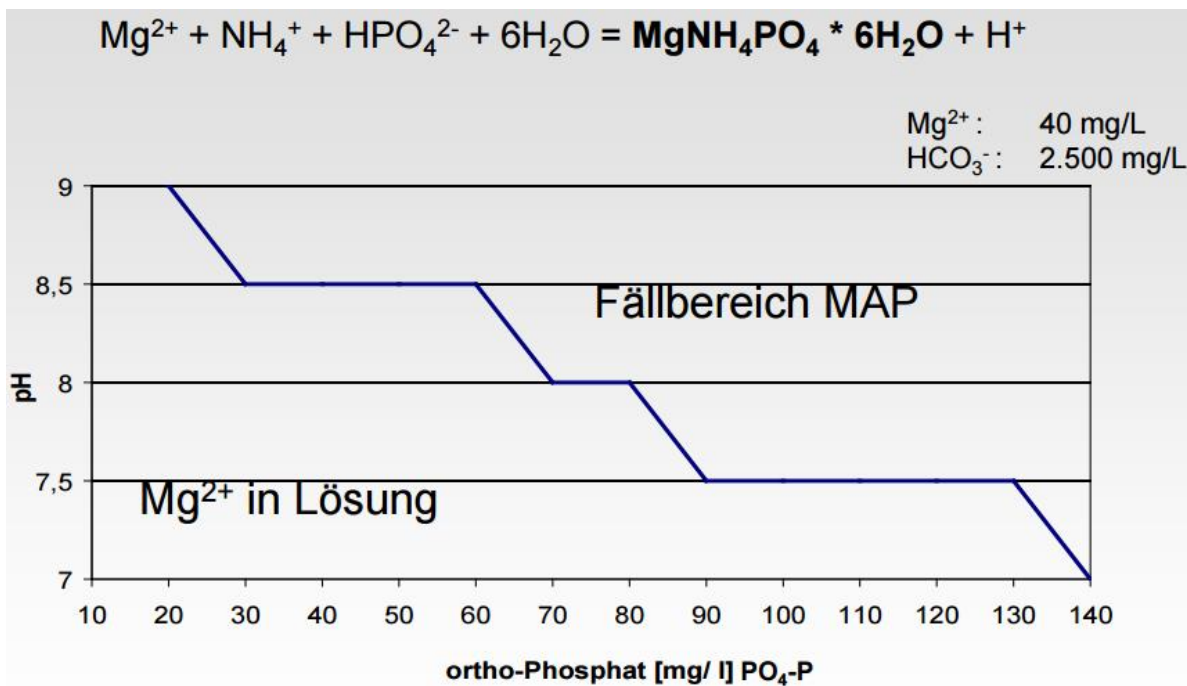


Abbildung 14: Grenzwerte für die MAP-Kristallisation [EWERT und WAGENBACH, 2014]



### **3 Methodische Herangehensweise und Beschreibung der Kläranlage Ahrensburg**

#### **3.1 Methodische Herangehensweise**

Auf der Kläranlage Ahrensburg ergibt sich eine erhebliche Rückbelastung durch die Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen im Zentratwasser aus der Schlammentwässerung. Ziel ist es, die Rückbelastung der biologischen Stufe zu reduzieren, um Betriebskosten zu mindern und Inkrustationen durch MAP vorzubeugen. Die Betriebskosten umfassen unter anderem Energiekosten für die Belüftung während der Nitrifikation, Betriebsmittel wie Methanol oder Fällmittel zur Phosphatfällung.

Von Seiten der Kläranlage Ahrensburg sind Messwerte der letzten Jahre des Faulbehälters, des Zentratwassers und der Belebung vorhanden. Diese Daten werden ausgewertet und die Konzentrationen und Frachten bezüglich  $\text{PO}_4\text{-P}$  und  $\text{NH}_4\text{-N}$  werden untersucht. Mit Hilfe von Schnelltests von Hach Lange wird zudem die aktuelle Situation labortechnisch vor Ort untersucht.

Es wird die Fachliteratur ausgewertet und überprüft, inwieweit bei anderen Anlagen ergänzende Verfahrensstufen zum Einsatz gekommen sind, um ähnliche Herausforderungen zu bewältigen. Anlagen, die nicht über den labortechnischen Maßstab hinaus Anwendung gefunden haben, werden nicht berücksichtigt.

Es gelten spezifische Anforderungen für die konkrete Anlage in Ahrensburg bezüglich potentieller Veränderungen, sodass Kriterien festgelegt werden, welche unbedingt erfüllt werden sollten. Diese Kriterien werden dann mit dem Machbaren der infrage kommenden Verfahren verglichen und bewertet, sodass eine Empfehlung einer Verfahrenskombination ausgesprochen werden kann.

Um eine ungefähre Kostenabschätzung für die Dimensionierung durchzuführen, wird hinsichtlich der Bemessungsansätze auf das Ingenieurbüro PFI sowie die technischen Richtlinien der DWA zurückgegriffen. Als Ergebnis wird der Umfang der Verminderung der Rückbelastung ermittelt und die damit verbundenen monetären und nicht monetären Vorteile werden angeführt.

### 3.2 Anlagen- und Verfahrensfliessbild

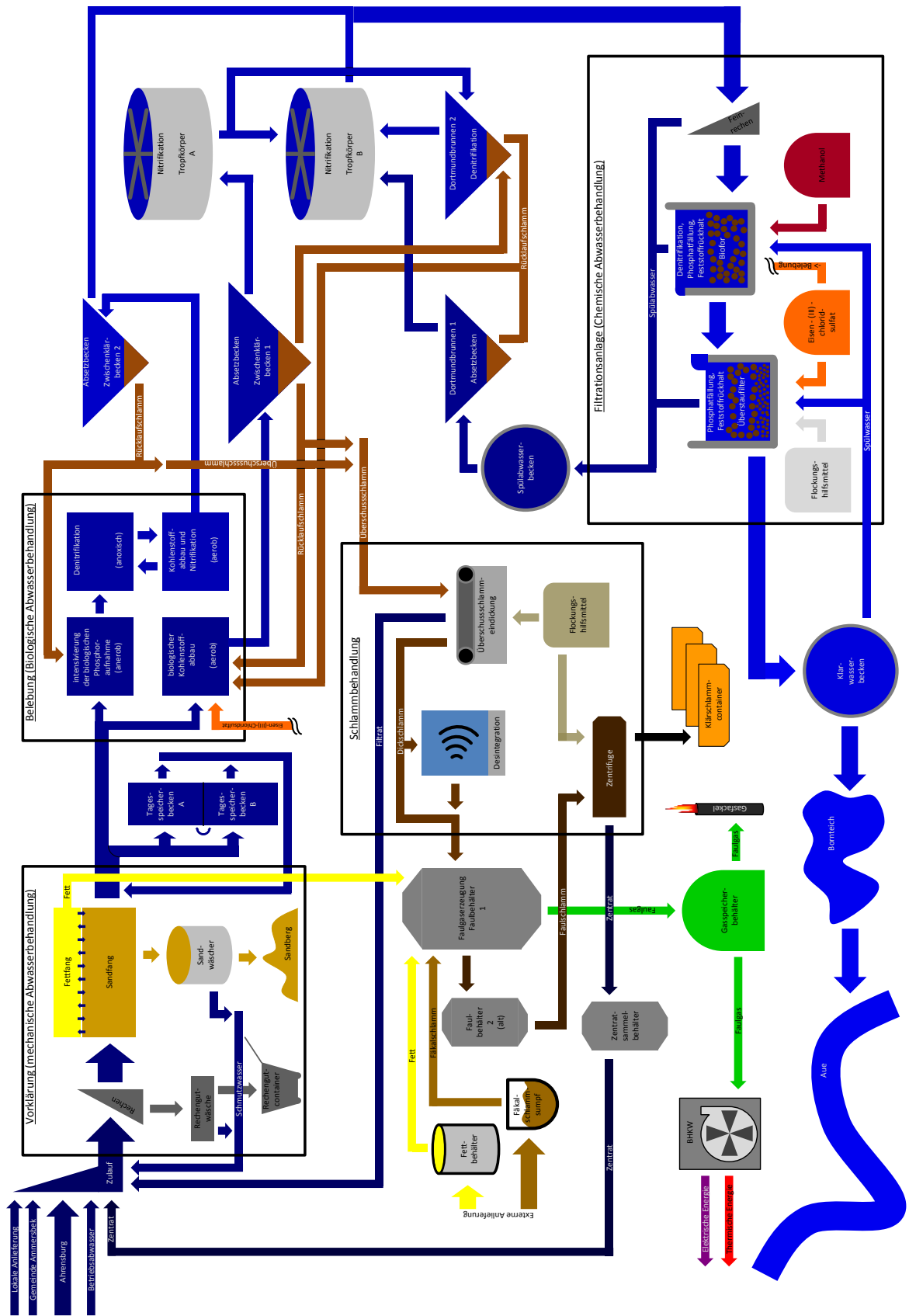


Abbildung 15: Anlagenflussbild der Kläranlage Ahrensburg [REHR, 2015]

Abbildung 15 veranschaulicht, welchen Weg das Abwasser durch die Anlage nimmt. Nachdem das Abwasser durch die Kanäle bis zur Kläranlage geflossen ist und die mechanische Reinigungsstufe, bestehend aus Rechen und Sandfang passiert hat, wird das Abwasser auf zwei Wege aufgeteilt. Beide Ströme fließen in die Belebung, die aus Hochlastbiologie (Becken B) und Schwachlastbiologie (Becken A,C und D) besteht.

Zum einen gelangen etwa 60 % des Abwassers in die Hochlastbiologie und über ein Absetzbecken (ZKB 1) in die Tropfkörper, in welchen nitrifiziert wird. In der Hochlastbiologie werden hauptsächlich Kohlenstoffe aerob abgebaut. Nach den Tropfkörpern erreicht der Strom einen Schlammbedtrektor (Dortmundbrunnen 2/ Öko-Deni). Der Zweck des Schlammbedtrektors dient der Denitrifikation. Schließlich folgt die Filtration.

Der Strom der übrigen 40 % des Abwassers gelangt nach der Aufteilung in die Schwachlast-Biologie, dann in ein Absetzbecken (ZKB 2) und anschließend in die Filtration. Die Schwachlast besteht aus den drei Becken mit unterschiedlichen Funktionen. In Becken A erfolgt die vermehrte biologische Phosphoraufnahme (Bio-P), in Becken C wird denitrifiziert und in Becken D wird nitrifiziert.

Die Filtration besteht aus den Biofor-Filtern und den Überstaufiltern. In den Biofor-Filtern wird mit Hilfe von zugegebenem Methanol im Aufstromreaktor denitrifiziert, Phosphat mit Eisenchloridsulfat gefällt und Feststoffe werden zurückgehalten.

In den Absetzbecken (ZKB 1 und ZKB 2) setzt sich der Belebtschlamm ab und wird statisch eingedickt. Ein Teil des Schlammes gelangt als Rücklaufschlamm zurück in die Belebung und der andere Teil, Überschussschlamm genannt, wird in das Gebäude der Schlammbehandlung gepumpt. Dort befindet sich die Überschussschlammeindickung, welche den Überschussschlamm weiter eindickt und Wasser abtrennt. Das Wasser wird als Filtrat bezeichnet und gelangt zurück zum Zulauf, um die Kläranlage erneut zu durchfließen. Außerdem verlässt der sogenannte Dickschlamm die Überschussschlammeindickung. Der Dickschlamm wird zum Teil desintegriert, was dazu führt, dass die Zellen der Bakterien aufgebrochen werden, sodass der Schlamm für die anschließende Faulung besser vorbereitet ist und dadurch leichter abbaubar ist. Im Faulbehälter entsteht unter anaeroben Bedingungen Methangas und CO<sub>2</sub>. Das Methangas wird im BHKW zur Stromerzeugung genutzt. Der hierbei erzeugte Strom deckt den Strombedarf der Kläranlage zu annähernd 100 % [SIEMSEN, 2015]. Außerdem stellt das BHKW Wärme für die Beheizung der Gebäude und des Faulschlammes bereit.

Nach der Faulung wird der Faulschlamm mit einer Zentrifuge diskontinuierlich und unter Einsatz von polymeren Flockungsmitteln (pFM) entwässert. Das abgetrennte Wasser wird Zentrat genannt und in dem Behälter F3 zwischengespeichert. Von dort aus gelangt das Zentrat zurück in den Zulauf der Kläranlage. Da das Zentratwasser mit Stickstoff hochbelastet ist, wird es kontinuierlich zugegeben, sodass die Rückbelastung für die Belebung gleichbleibend ist und möglichst keine Belastungsspitzen aufweist.

Der entwässerte Schlamm wird in Containern gesammelt und anschließend extern in der Klärschlammverbrennungsanlage von Hamburg Wasser (VERA) verbrannt.

### 3.3 Messwerte und Datengrundlage

Während der durchgeführten Untersuchungen zwischen September und Oktober 2015 wurde das Zentrat wöchentlich beprobt. Der Klärschlamm wurde hinsichtlich des TR-Gehaltes untersucht. Diese und weitere Informationen sind in Tabelle 11 aufgelistet.

Tabelle 11: Analyse der verschiedenen Parameter auf der Kläranlage Ahrensburg

Parameter	Messverfahren	Messbereich	Probenahmestelle	Häufigkeit
NH <sub>4</sub> -N	Küvettestest LCK 303	2 – 47 mg/l	Zulauf Biologie	wöchentlich
NH <sub>4</sub> -N	Küvettestest LCK 302	47 - 130 mg/l	Zentrat	wöchentlich
PO <sub>4</sub> -P	Küvettestest LCK 350	2 – 20 mg/l	Zentrat	wöchentlich
P <sub>ges</sub>			Zentrat	wöchentlich
PO <sub>4</sub> -P			Faulschlamm	Stichprobe
CSB	Küvettestest LCK 514	100 – 2000 mg/l	Zentrat	wöchentlich
TR	DIN 384 14-S2	0 - 100 %	Klärschlamm	wöchentlich

Des Weiteren liegen Betriebsdaten der letzten zwei Jahre von der Kläranlage Ahrensburg vor. Diese umfassen Konzentrationsmessungen der in Tabelle 11 bereits genannten Probenahmestellen und erfolgten in der gleichen Frequenz. Volumenströme der durch die Kläranlage fließenden Abwassermengen, entsorgte Klärschlammengen, Verbrauch und Kosten für eingesetzte Betriebsmittel und verwendete Co-Substrate vervollständigen die Datengrundlage. Anhand der beschriebenen Datengrundlage können Bilanzen erstellt werden. Auf diese Weise kann die Kläranlage genauer untersucht werden, vgl. Abschnitt 4.2.

## 4 Messergebnisse und bilanzielle Betrachtungen

### 4.1 Kriterien zur Auswahl eines Schlamm- bzw. Schlammwasserbehandlungsverfahrens

Zum einen stellt das Zentratwasser eine relativ hohe Rückbelastung für die Belebung dar. Der Anteil des Stickstoffs im Zentrat bezogen auf den Zulauf liegt momentan bei etwa 24 %. Deshalb soll die Rückbelastung neben dem Einfluss des Phosphors vor allem bezüglich des Stickstoffes minimiert werden.

Zum einen wird gefordert, die Klärschlammmenge zu reduzieren, was zu niedrigeren Entsorgungskosten führen würde. Der aktuelle TR-Gehalt des Klärschlammes von derzeit 24,5 % (Oktober 2015 ) soll erhöht werden. Ein TR-Gehalt von etwa 28 % wird angestrebt.

Da die Kläranlage Ahrensburg hinsichtlich der Entwässerbarkeit des Faulschlammes verbessert werden soll, wäre es sinnvoll, ein Phosphorrückgewinnungsverfahren vor der Entwässerung zu installieren, sodass der positive Effekt einer geringeren Phosphationenkonzentration im Faulschlamm zu besseren Entwässerungsergebnissen führen kann. Die Abbildung 16 veranschaulicht, dass niedrigere  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Werte zu besseren Entwässerungsergebnissen führen [REICHERT, 2006]. Dennoch kann die Grafik nicht einfach für Rechnungen verwendet werden, da jeder Schlamm eigene spezifische Entwässerungseigenschaft besitzt, sodass man den Schlamm gesondert untersuchen sollte, um herauszufinden, welches Entwässerungsergebnis tatsächlich möglich ist. Diese Leistungsfähigkeit des Schlammes sollte auf jeden Fall im Rahmen umfangreicherer Untersuchungen überprüft werden, bevor ein neues Verfahren Anwendung findet und zu Veränderungen führt. KOPP [2013] führte umfangreiche Untersuchungen zur Leistungsfähigkeit von Klärschlämmen durch und bietet den Service der umfassenden Analyse von Klärschlämmen für Kläranlagenbetreiber an.

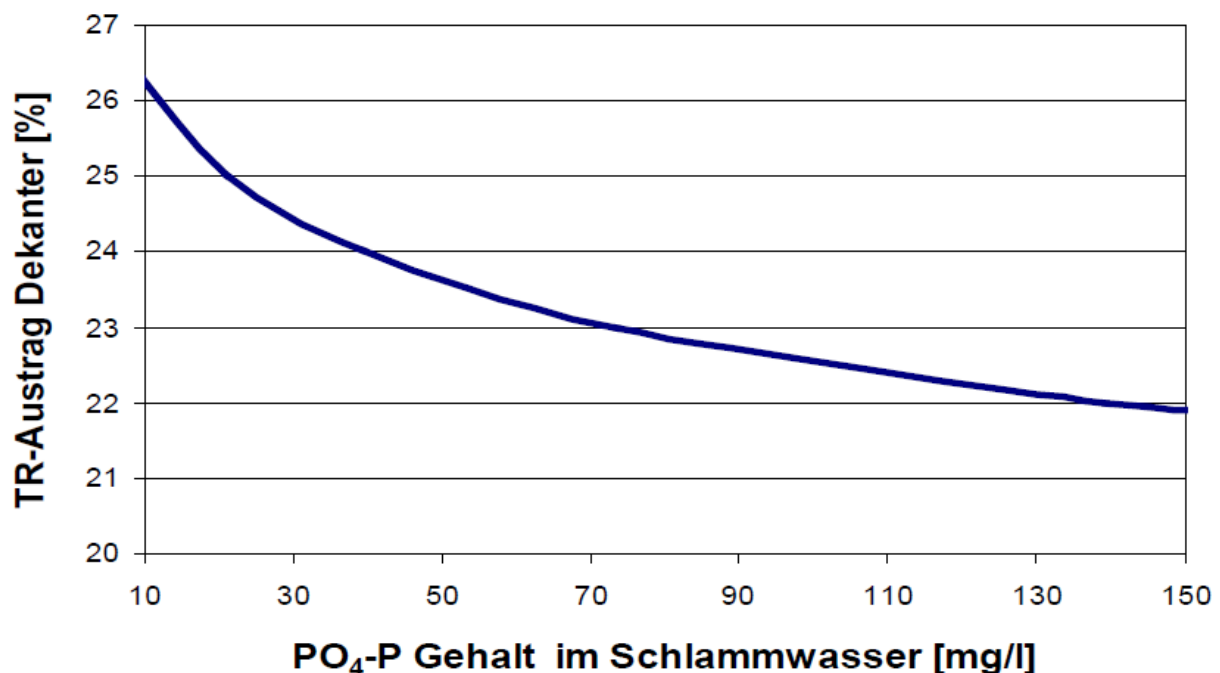


Abbildung 16: Einfluss der  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration auf den TR-Gehalt bei der Entwässerung [REICHERT, 2006]

Vielfach ist die Phosphorrückgewinnung leichter durchführbar, wenn ausschließlich eine biologische Phosphorelimination durchgeführt wird. In Ahrensburg wäre dies gegeben, da bis zur Zentrifuge nur die vermehrte biologische Phosphorelimination stattfindet. In den Biofiltern der Filtration wird zusätzlich chemisch gefällt. Dies hat jedoch keinen negativen Einfluss auf den Faulschlamm.

#### Zusammenfassend lauten die Auswahlkriterien in Kurzform:

- Senkung der Rückbelastung bezüglich Stickstoff und Phosphor
- Verbesserung der Entwässerung und Erhöhung des TR-Gehaltes des Klärschlammes
- Einfach zu handhabendes Verfahren, welches sich gut in den Kläranlagenbetrieb integrieren lässt
- Möglichst niedrige Gesamtjahreskosten

Wenn zum einen die Rückbelastung gesenkt werden könnte und zum anderen die Konzentration des Phosphors vor der Zentrifuge gesenkt werden könnten, ergäben sich mehrere Vorteile und Kostenersparnisse.

#### Vorteile durch die geforderten Auswahlkriterien:

- Einsparung von Belüftungsenergie in der Belebung
- Einsparung von Fällmitteln für Phosphor
- Methanoleinsparungen für die in diesem Fall vermindert stattfindende Denitrifikation
- reduzierte Entsorgungskosten des Klärschlammes aufgrund einer verbesserten Entwässerung, da die Klärschlammmenge sinkt
- Erlöse durch das Produkt Magnesium-Ammonium-Phosphat
- sinkendes Risiko der Inkrustation in Anlagenteilen und Rohrleitungen.

Wenn ein Nebenprodukt wie beispielsweise MAP während des Prozesses entstehen sollte, gelten diesbezüglich auch mehrere Anforderungen. So sollte das Produkt sich vermarkten lassen. Deswegen sollte das Produkt eine gleichbleibende, verlässliche Qualität aufweisen und für die Verwendung in der Landwirtschaft eine gute Pflanzenverfügbarkeit gewährleisten. Zudem müssen die gesetzlichen Grenzwerte der DüMV und AbfKlärV eingehalten werden. Das Erzeugen eines Sekundärrohstoffdüngers wie bspw. MAP steht nicht im Fokus, sondern stellt eher einen positiven Nebeneffekt dar.

## **4.2 Ist-Zustand**

Die Kläranlage Ahrensburg ist für 50.000 EW ausgelegt. Mit den Messwerten vom Ablauf des Sandfanges wird die tatsächliche Belastung der Kläranlage abgeschätzt. Nach dieser Messstelle folgt die biologische Stufe. Die Volumenstrommessung gibt eine Jahreswassermenge von 2.787.820 m<sup>3</sup>/a für das Jahr 2015 an. Zudem werden die Konzentrationen der Parameter TKN, NH<sub>4</sub>-N, P<sub>ges</sub>, CSB und PO<sub>4</sub>-P erfasst. Die Belastung der Kläranlage wird in Einwohnerwerte (EW) umgerechnet. Erst werden die Frachten der genannten Parameter berechnet, die durch die Anlage strömen. Anschließend werden daraus mit den Bemessungsdaten der DWA [ATV-DVWK, 2000] die EW berechnet:

$$\text{TKN: } (2.787.820 \text{ m}^3/365 \text{ d}) \cdot 85 \text{ g/m}^3 \text{ TKN} = 649 \text{ kg/d TKN} \quad (1)$$

$$P_{\text{ges}}: (2.787.820 \text{ m}^3/365 \text{ d}) \cdot 14,7 \text{ g/m}^3 P_{\text{ges}} = 112 \text{ kg/d } P_{\text{ges}} \quad (2)$$

$$\text{CSB}: (2.787.820 \text{ m}^3/365 \text{ d}) \cdot 835 \text{ g/m}^3 \text{CSB} = 6.378 \text{ kg/d CSB} \quad (3)$$

Für weiterführende Berechnungen sind zudem die Parameter  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{PO}_4\text{-P}$  wichtig.

$$\text{NH}_4\text{-N}: (2.787.820 \text{ m}^3/365 \text{ d}) \cdot 70,5 \text{ g/m}^3 \text{NH}_4\text{-N} = 539 \text{ kg/d NH}_4\text{-N} \quad (4)$$

$$\text{PO}_4\text{-P}: (2.787.820 \text{ m}^3/365 \text{ d}) \cdot 10,3 \text{ g/m}^3 \text{PO}_4\text{-P} = 79 \text{ kg/d PO}_4\text{-P} \quad (5)$$

De facto entspricht die Belastung der Abwasserinhaltsstoffe bezogen auf Stickstoff etwa 59.020 EW, bezüglich  $P_{\text{ges}}$  etwa 62.222 EW und bezüglich des CSB etwa 53.150 EW (siehe Gleichungen 6-8).

$$\text{TKN}: 649 \text{ kg/d TKN} / 0,011 \text{ kg/EW} \cdot \text{d TKN} = 59.020 \text{ EW} \quad (6)$$

$$P_{\text{ges}}: 112 \text{ kg/d } P_{\text{ges}} / 0,0018 \text{ kg/EW} \cdot \text{d } P_{\text{ges}} = 62.222 \text{ EW} \quad (7)$$

$$\text{CSB}: 6.378 \text{ kg/d CSB} / 0,120 \text{ kg/EW} \cdot \text{d CSB} = 53.150 \text{ EW} \quad (8)$$

Die Berechnungen zeigen, dass die Kapazitäten der Kläranlage Ahrensburg ausgeschöpft und nominell bereits überschritten sind. Auf kurze Sicht ist das praktisch jedoch noch kein Problem, da die Kläranlage Ahrensburg bereits mit einem Zulaufspeicher ausgerüstet wurde, was die Belastungsschwankungen im Tagesverlauf deutlich reduziert. Außerdem gibt es Reserven im Bereich der Tropfkörper und der Biofiltration. Die aktuellen Ablaufwerte bestätigen dies. Auf lange Sicht gesehen macht es Sinn, über eine weitergehende Stickstoff- bzw. Phosphorelimination nachzudenken und Maßnahmen zu entwickeln, die der Kostenoptimierung dienen und dafür sorgen, dass wieder freie Kapazitäten geschaffen werden können.

Der Energieverbrauch von etwa 2,2 Mio. kWh/a konnte 2014 zu 99,8 % durch die Stromproduktion aus den eigenen BHKWs gedeckt werden [AHRENSBURG, 2015 und SIEMSEN, 2015].

#### 4.2.1 Faulung

Die Faulung ist für 100.000 EW ausgelegt und derzeit nicht vollständig ausgelastet. Wenn man die leicht abbaubare organische Substanz als Grundlage zur Ermittlung der freien Faulraumkapazität berücksichtigt, ergibt sich eine Auslastung von etwa 48 % wie Gleichung (12) belegt [SIEMSEN, 2015]. Die Faulzeit beträgt derzeit rechnerisch 36,5 Tage, wenn man als Datengrundlage die Werte von 10/2014-09/2015 nimmt. Damit liegt die Faulzeit über der empfohlenen Faulzeit von mindestens 20 Tagen [DWA, 2009]. Im aktuellen Fall ist die Faulzeit fast doppelt so lang wie erforderlich. Dies verdeutlicht freie Kapazitäten zur Zugabe von Co-Substraten. Detailliert stellen sich die aktuellen Kennzahlen der Faulung der Kläranlage Ahrensburg nach SIEMSEN [2015] wie folgt dar:

$$B_{\text{d, ZFB, oTR, abb, ges, ist}} = 2896 \text{ kg oTR}_{\text{abb}} / \text{d} \quad (9)$$

$$B_{\text{d, ZFB, oTR, abb, max}} = 6000 \text{ kg oTR}_{\text{abb}} / \text{d} \quad (10)$$

$$\Delta B_{d, ZFB, oTR, abb} = B_{d, ZFB, oTR, abb, max} - B_{d, ZFB, oTR, abb, ges, ist} = 3104 \text{ kg oTR}_{abb}/d \quad (11)$$

$$1 - (\Delta B_{d, ZFB, oTR, abb} / B_{d, ZFB, oTR, abb, max}) = 1 - (3104 / 6000) = 48,3 \% \quad (12)$$

Eine Erhöhung der zugegebenen Substratmenge würde zu einer Erhöhung der Gasproduktion führen. Dies ist allerdings aus mehreren Gründen bisher nicht fokussiert worden. Zum einen wird der Strombedarf bereits annähernd komplett durch das eigene BHKW gedeckt. Deswegen würde der zusätzliche Strom ins Netz eingespeist und nicht selbst genutzt werden. Die Vergütung des eingespeisten Stroms ist allerdings sehr gering, sodass es sich wirtschaftlich gesehen nicht lohnt. Ein weiterer Grund dagegen ist, dass die BHKWs für eine bestimmte Strommenge eine finanzielle staatliche Förderung erhalten, welche dann schneller aufgebraucht werden würde [GRÖNWALD, 2016]. Außerdem würde bei einer Steigerung der Substratmenge die Rückbelastung steigen, was zum einen die biologische Stufe stärker belasten würde und zudem zu Mehrkosten führen würde (z.B. höhere Belüftungskosten bei der Nitrifikation sowie eine gegebenenfalls erhöhte erforderliche Methanolmenge für die Denitrifikation). Somit besteht momentan nicht die Rechtfertigung bzw. der Bedarf einer vermehrten Stromproduktion und folglich wird eine Erhöhung der gefahrenen Substratmenge als nicht sinnvoll erachtet.

#### 4.2.2 Substrate

Die Kläranlage Ahrensburg nimmt Fremdschlämme und Co-Substrate an, um diese während des anaeroben, mesophilen Faulprozesses abzubauen und in Methan und CO<sub>2</sub> umzuwandeln. Der Faulprozess sollte unter gleichbleibenden Bedingungen stattfinden, da Änderungen der Substratzusammensetzung oder der Temperatur zu Störungen des Betriebs führen können. Die Mikroorganismen können sich an die Bedingungen anpassen. Diese Adaption erfolgt langsam und sollte deswegen nicht durch plötzliche oder starke Schwankungen gestört werden [BISCHOFBERGER ET AL., 2005].

Die Substrate unterscheiden sich von Klärschlamm zum Teil erheblich. Das Hauptsubstrat ist der Überschussschlamm, welcher aus den Absetzbecken (ZKB1 und ZKB 2) abgezogen wird. Außerdem werden neben Klär- und Fäkalschlamm von kommunalen Kleinkläranlagen Co-Substrate wie Fettabscheiderrückstände, Flotatschlamm aus Schlachtabfällen, Rohglycerin aus der Biodieselherstellung und ein industrielles Abwasser des Unternehmens Phyton Biotech GmbH angenommen.

Tabelle 12: Substratzusammensetzung externen Ursprungs, Daten sind Mittelwerte von Oktober 2014 bis September 2015

	<b>Klärschlamm</b>	<b>Kleinkläranlagen</b>	<b>Sammelgruben</b>	<b>Co-Substrate*<sup>1</sup></b>
<b>[m<sup>3</sup>/Monat]</b>	14	31,1	424,4	849,5

\*<sup>1</sup>: Co-Substrate = Fett + Zuckerwasser + Glycerin + Flotatschlamm

Tabelle 12 verdeutlicht die Substratzusammensetzung externen Ursprungs. Der Volumenstrom beträgt in dem betrachteten Zeitraum durchschnittlich also insgesamt 1319 m<sup>3</sup> pro Monat (Gleichung 13).

$$(14 + 31,1 + 424,4 + 849,5) \text{ m}^3/\text{Monat} = 1.319 \text{ m}^3/\text{Monat} \quad (13)$$



Dies entspricht  $43,97 \text{ m}^3$  pro Tag. Der Volumenstrom des Dickschlammes von der Kläranlage selbst beträgt im selben Zeitraum  $23997 \text{ m}^3$  pro Jahr. Wenn man die beiden Ströme addiert und das zugegebene Fett aus dem Fetttfang vernachlässigt, erhält man einen Volumenstrom von insgesamt  $109,7 \text{ m}^3/\text{d}$ . Dies entspricht bei einem Faulbehältervolumen von  $4000 \text{ m}^3$  einer Faulzeit von 36,5 Tagen. Berücksichtigt man nur die Daten von November 2015, ergibt sich eine Faulzeit von 50 Tagen. Dies liegt deutlich über der mittleren Faulzeit, welche mit Messwerten von zwölf Monaten errechnet wurde.

#### 4.2.3 Zentratwasser

Das Zentratwasser stellt für die Anlage die sogenannte Rückbelastung dar. Im Rahmen einer Bachelorarbeit wurde von SIEMSEN [2015] ermittelt, dass der Anteil des Zentratwassers an der gesamten Stickstoffbelastung bei einer Steigerung der Co-Substratzugabe bzw. Ausnutzung der freien Faulraumkapazität von 23,5 % auf 28,5 % steigen würde. Da die Messung des Zulaufes der Kläranlage am Ablauf des Sandfangs positioniert ist, ergibt sich dadurch, dass in dem Messwert bereits das Zentratwasser berücksichtigt wurde. Um den Wert des Anlagenzulaufes zu erhalten, muss man also das Zentratwasser und das darin enthaltene Ammonium abziehen. In Abbildung 17 ist eine Wassermengenbilanz angegeben.

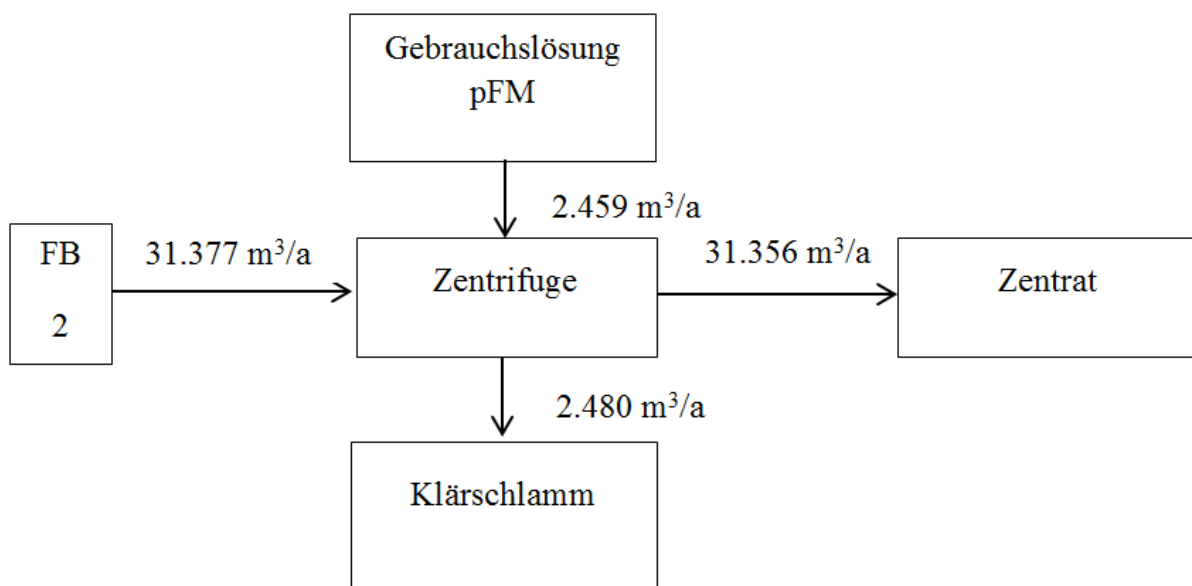


Abbildung 17: Volumenströme der Wassermengen als Grundlage der Ammoniumbilanz

Nach der anaeroben Faulung gelangt der Faulschlamm in den Faulbehälter 2 (FB 2). Dieser Behälter dient der Zentrifuge als Vorlage. In dem Behälter geschieht eine Nachfaulung. Der Behälter entkoppelt den Faulbehälter 1 und die Zentrifuge, sodass der Faulschlamm diskontinuierlich entwässert werden kann. Die Schlammmentwässerungsanlage/ Zentrifuge wird etwa dreimal pro Woche für 8 Stunden benutzt. Da zum Zeitpunkt der Bilanz erst Messdaten bis Oktober 2015 vorlagen, wurde auf dieser Grundlage eine Faulschlammmenge für das gesamte Jahr 2015 extrapoliert (Gleichung 14). Die nachfolgenden Berechnungen erfolgten mit Hilfe der Datenbasis von Januar bis Oktober 2015.

### Faulschlammmenge:

$$26.893 \frac{\text{m}^3}{10 \text{ Monaten}} \cdot \frac{12 \text{ Monate}}{\text{a}} = 32.271 \text{ m}^3/\text{a} \quad (14)$$

Da der Faulschlamm zwischen Januar und Oktober 2015 einen TR-Gehalt von etwa 2,77 % hat, enthält der Volumenstrom des Faulschlammes 31.377 m<sup>3</sup> Wasser. In Gleichung 15 wird deutlich, dass das polymere Flockungshilfsmittel (pFM) nur 0,2 % Wirksubstanz enthält und zu 99,8 % aus Wasser besteht. Dies fließt in die Bilanz mit ein und hat einen Verdünnungseffekt auf den Zentratstrom.

### Wasser im pFM:

$$2.464 \text{ m}^3/\text{a} \cdot 0,998 = 2.459 \text{ m}^3/\text{a} \quad (15)$$

Der entwässerte Klärschlamm enthält zu etwa 75,5 % Wasser, da der TR-Gehalt 24,5 % beträgt [AHRENSBURG, 2015]. Dieser Wert stellt den Mittelwert des bisher vergangenen Jahres 2015 dar. Der TR-Gehalt der selbst analysierten Stichproben bestätigt diesen Wert. Gleichung 16 gibt an, wieviel Wasser letztendlich noch im Klärschlamm ist. Diese Wassermenge sollte nach Möglichkeit minimiert werden, um die Klärschlamm Entsorgungskosten zu reduzieren.

### Wasser im Klärschlamm:

$$3.285 \text{ m}^3/\text{a} \cdot 0,755 = 2.480 \text{ m}^3/\text{a} \quad (16)$$

Anhand der Bilanz in Abbildung 17 kann nun der Zentratvolumenstrom errechnet werden:

Wasser im Faulschlamm + Wasser im FM – Wasser im Klärschlamm = Zentratwassermenge

$$(31.377 + 2.459 - 2.480) \text{ m}^3/\text{a} = 31.356 \text{ m}^3/\text{a} \quad (17)$$

Wenn nun der Volumenstrom des Zentratwassers bekannt ist, kann mit Hilfe des durchschnittlichen NH<sub>4</sub>-N-Gehalts von 1221 g/m<sup>3</sup> die Ammoniumfracht berechnet werden.

$$31.356 \text{ m}^3/\text{a} \cdot 1.221 \text{ g/m}^3 = 38.286 \text{ kg/a NH}_4\text{-N} \quad (18)$$

Ein Volumenstrom von 2.787.820 m<sup>3</sup>/a mit einer durchschnittlichen Ammoniumkonzentration von 70,5 g/m<sup>3</sup> passiert den Ablauf des Sandfangs. Dies entspricht einer Fracht von 196.541 kg/a NH<sub>4</sub>-N. Abzüglich der Fracht, die durch das Zentrat verursacht wird, ergibt sich eine tatsächliche Zulauffracht von 158.255 kg/a NH<sub>4</sub>-N für die Kläranlage Ahrensburg. Der Anteil der Ammoniumfracht im Zentrat beträgt bezogen auf den Kläranlagenzulauf 24,2 %.

$$\frac{38.286}{158.255} = 24,2 \% \quad (19)$$

Anhand von Messdaten der letzten zwei Jahre (siehe Tabelle 20 im Anhang) wurde ein Mittelwert der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zentratwasser von 1221 mg/l NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N ermittelt. Abbildung 18 veranschaulicht, dass 86 % der Messwerte im Bereich zwischen 1100-1400 mg/l NH<sub>4</sub>-N liegen. Der Mittelwert des CSB liegt in diesem Zeitraum bei 1486 mg/l und 83 % der Messwerte liegen im Intervall zwischen 1300-1800 mg/l CSB während die

Konzentration von  $\text{PO}_4\text{-P}$  durchschnittlich bei 160 mg/l liegt. Hierbei liegen 88 % der Messwerte im Intervall zwischen 100-250 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ . Somit ist das C/N-Verhältnis für die klassische Behandlung ungünstig, da hierbei ein Wert von 1,2 erreicht wird. Bei Werten unter vier vergrößert sich das erforderliche Denitrifikationsvolumen um ein Vielfaches [HIPPEN, 2001]. Dies spricht für eine separate Teilstrombehandlung des Zentratwasserstroms. Die aktuellen Konzentrationen von November 2015 liegen für  $\text{PO}_4\text{-P}$  etwa bei 80 mg/l und für  $\text{NH}_4\text{-N}$  bei etwa 1470 mg/l. Somit ist das Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor zu diesem Zeitpunkt mehr als doppelt so hoch im Vergleich zu den Mittelwerten der letzten zwei Jahre. Ein Grund dafür liegt sehr wahrscheinlich an der Tatsache, dass seit mehreren Monaten weniger des Co-Substrats Glycerin gefahren wird, welches für erhöhte Phosphatwerte gesorgt hatte [AHRENSBURG, 2015].

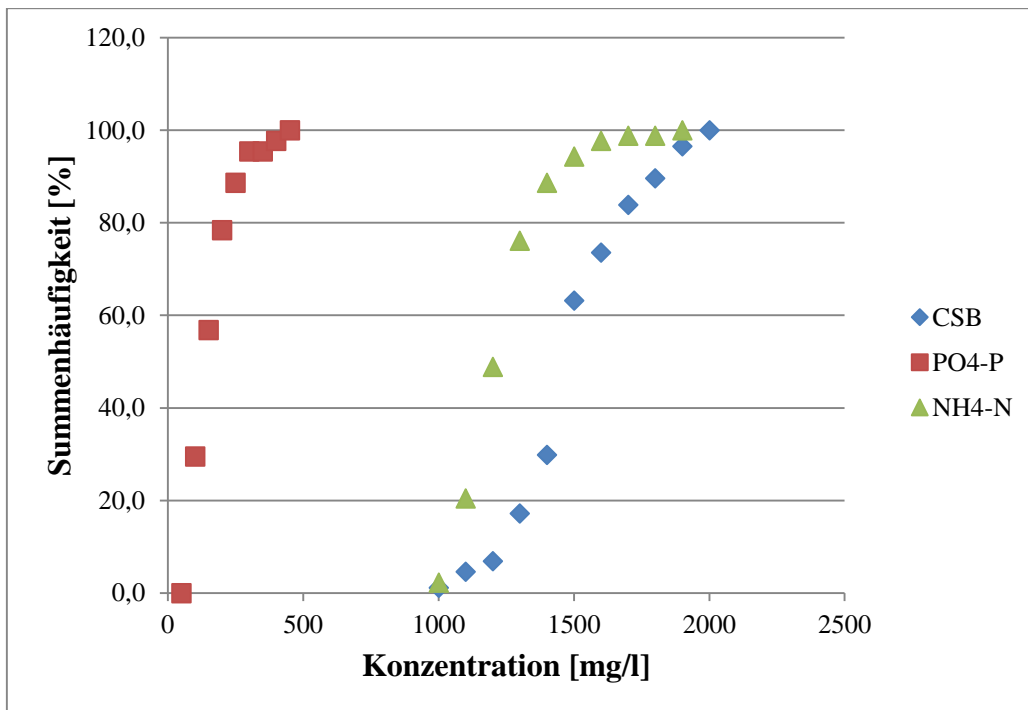


Abbildung 18: Summenhäufigkeitskurven für die Parameter CSB (n=86),  $\text{PO}_4\text{-P}$  (n=88) und  $\text{NH}_4\text{-N}$  (n=88) mit Messdaten von 2014-2015

## 5 Vorschlag einer Verfahrenskombination zur Senkung der Rückbelastung

### 5.1 Modifiziertes Fließbild der Kläranlage Ahrensburg

Unter Berücksichtigung der Anforderungen der Kläranlage Ahrensburg aus Kapitel 3.4 und unter Einbeziehung der in Kapitel 2.2.3 genannten Verfahren wird für die Schlammbehandlung das AirPrex-Verfahren empfohlen. Es bietet Lösungen für die angesprochenen Problemstellungen. Im Einzelnen sorgt es dafür, dass

- ein verbessertes Entwässerungsergebnis erreicht werden kann, da die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Faulschlamm vor der Entwässerung gesenkt werden kann,
- die Rückbelastung des Zentrats bezüglich des Phosphors bis zu 90 % gesenkt werden kann (vgl. Abschnitt 5.2),
- ein Sekundärrohstoffdünger (MAP) hergestellt wird, welcher verkauft werden kann und sich für die landwirtschaftliche Nutzung eignet, da dieser eine gute Pflanzenverfügbarkeit aufweist,
- das Risiko von Inkrustationen in Anlagenteilen vermieden werden kann.

In Abbildung 19 ist der entsprechende Bereich für die Anwendung des AirPrex-Verfahrens im Verfahrensfliessbild der Kläranlage Ahrensburg vergrößert dargestellt. Man kann erkennen, dass der AirPrex-Reaktor zwischen dem Faulbehälter 2 und der Entwässerung positioniert ist. Zudem ist bereits das Deammonifikationsverfahren mit aufgeführt und hinter dem Zentratsammelbehälter positioniert.

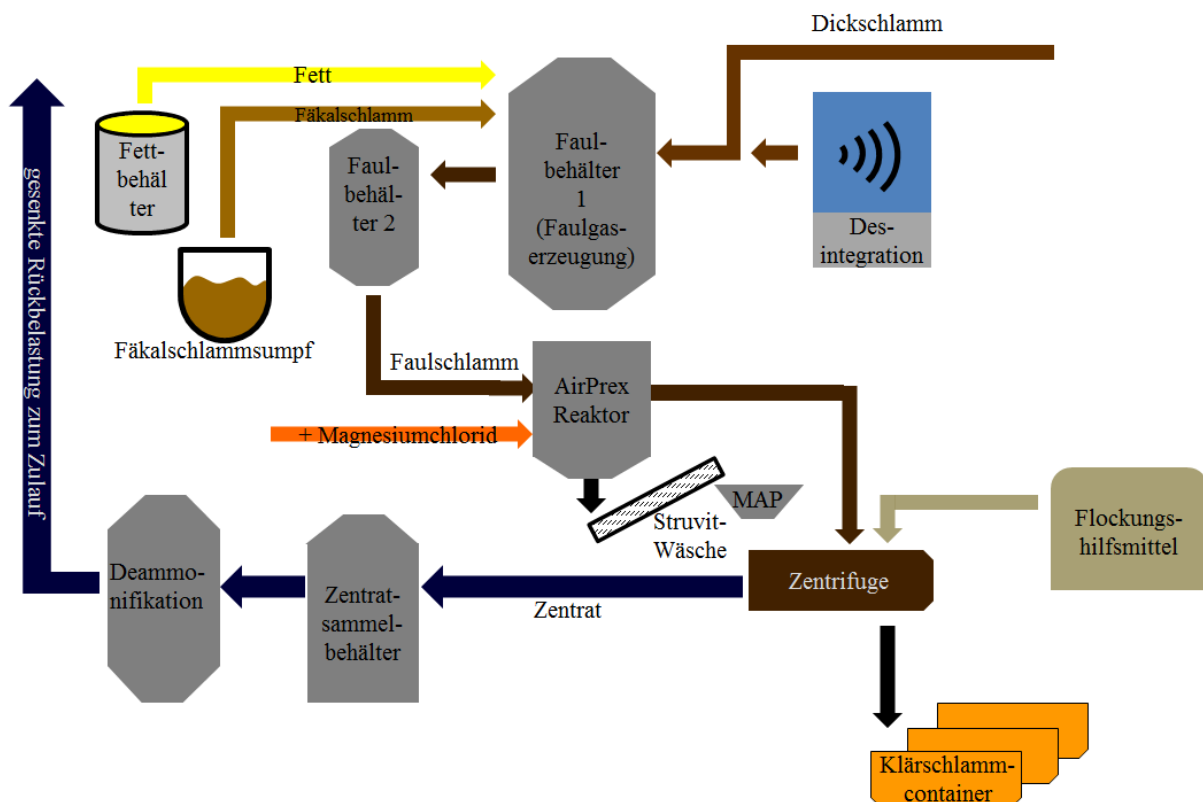


Abbildung 19: Fließbild inklusive AirPrex-Verfahren und Deammonifikation [REHR, 2015], verändert

Mit Hilfe des AirPrex-Verfahrens wird nur ein relativ geringer Teil des Ammoniumstickstoffes aus dem System entfernt. Um eine umfangreiche Elimination des Stickstoffes zu erreichen, eignet sich das Deammonifikationsverfahren im Teilstrom ausgezeichnet, vgl. Abschnitt 5.2. Unter Berücksichtigung der vorhandenen Bausubstanz wäre nur noch ein weiterer Behälter für die Deammonifikation erforderlich. Der Behälter F3 (Zentratwasserspeicher) könnte einem SBR-Reaktor als Vorlage dienen oder selbst zu einem Reaktor umgebaut werden. Der Reaktor wird chargenweise beschickt und baut das Ammonium in belüfteten und unbelüfteten Phasen ab. Dabei kann von einer Eliminationsleistung von etwa 80 % ausgegangen werden.

## 5.2 Prognostizierte Phosphor- und Stickstoffbilanz nach Implementierung der neuen Verfahrenskombination

Ohne das AirPrex-Verfahren strömt eine Fracht von 28.634 kg/a PO<sub>4</sub>-P durch den Zulauf, davon wird ein Anteil von 5017 kg PO<sub>4</sub>-P durch das Zentrat verursacht. Nach Implementierung des AirPrex-Verfahrens reduziert sich die Rückbelastung durch das im Zentrat enthaltene PO<sub>4</sub>-P bis zu 90 % [EWERT, 2013].

Für die Berechnungen in den folgenden drei Tabellen wurden der ideale Fall und ein realer Fall berücksichtigt. Dementsprechend gelangen zwischen 502 bis 1.254 kg PO<sub>4</sub>-P durch das Zentrat zurück in die Belebung. Die in der gesamten Kläranlage zu behandelnde Fracht an PO<sub>4</sub>-P reduziert sich somit um 13 bis 16 % auf absolut gesehen 24.134 bis 24.851 kg PO<sub>4</sub>-P. Die Rückbelastung durch Ammonium wird gleichzeitig um 4 bis 5 % reduziert. Man erkennt, dass das AirPrex-Verfahren sich gut eignet, um die negativen Auswirkungen einer erhöhten Phosphatkonzentration zu beseitigen. Für Stickstoff gilt dies jedoch nur bedingt (vgl. Tabelle 13).

Tabelle 13: Senkung der Rückbelastung durch das AirPrex-Verfahren

<b>Zentratvolumenstrom: 31.356 m<sup>3</sup>/a</b>					
<b>Parameter des Zentrats</b>	<b>Rückbelastung vorher</b>	<b>gesenkte Rückbelastung mit AirPrex-Verfahren</b>		<b>Abnahme in %</b>	
		<b>ideal</b>	<b>real</b>	<b>ideal</b>	<b>real</b>
Konzentration PO <sub>4</sub> -P [g/m <sup>3</sup> ]	160	16	40	90	75
Fracht PO <sub>4</sub> -P [kg/a]	5.017	502	1.254	90	75
Konzentration NH <sub>4</sub> -N [g/m <sup>3</sup> ]	1.221	1.156	1.172	5,3	4
Fracht NH <sub>4</sub> -N [kg/a]	38.286	36.247	36.749	5,3	4

Aus diesem Grund wird ein weiteres Verfahren vorgeschlagen, welches günstig in der Betriebsweise eine beträchtliche Senkung der Rückbelastung bezüglich des Ammoniums ermöglicht. Mit dem Deammonifikationsverfahren können im Idealfall bis zu 90 % des NH<sub>4</sub>-N aus dem Zentratwasser herausgeholt werden. Der Zentratvolumenstrom beinhaltet nach der Behandlung durch das AirPrex-Verfahren eine etwas verminderte Menge an NH<sub>4</sub>-N. Neben den idealen Werten wurde mit einem etwas schlechteren Wirkungsgrad von 80 % gerechnet. Dies entspricht dem real zu erwartenden Ergebnis der Deammonifikation.

Tabelle 14: Senkung der Rückbelastung durch die Deammonifikation

<b>Zentratvolumenstrom: 31.356 m<sup>3</sup>/a</b>						
<b>Parameter des Zentrats</b>	<b>Rückbelastung vor Deammonifikation</b>		<b>gesenkte Rückbelastung mit Deammonifikation</b>		<b>Abnahme in %</b>	
	<b>ideal</b>	<b>real</b>	<b>ideal</b>	<b>real</b>	<b>ideal</b>	<b>real</b>
Konzentration PO <sub>4</sub> -P [g/m <sup>3</sup> ]	16	40	16	40	0	
Fracht PO <sub>4</sub> -P [kg/a]	502	1.254	502	1.254	0	
Konzentration NH <sub>4</sub> -N [g/m <sup>3</sup> ]	1.156	1.172	116	234	90	80
Fracht NH <sub>4</sub> -N [kg/a]	36.247	36.749	3.625	7.350	90	80

Addiert man die Wirkungen des AirPrex-Verfahrens und der Deammonifikation, so ergeben sich folgende Werte in Tabelle 15.

Tabelle 15: Kumulierte Senkung der Rückbelastung durch AirPrex und Deammonifikation

<b>Zentratvolumenstrom: 31.356 m<sup>3</sup>/a</b>						
<b>Parameter des Zentrats</b>	<b>Rückbelastung vorher</b>	<b>gesenkte Rückbelastung</b>		<b>Abnahme in %</b>		
		<b>ideal</b>	<b>real</b>	<b>ideal</b>	<b>real</b>	
Konzentration PO <sub>4</sub> -P [g/m <sup>3</sup> ]	160	16	40	90	75	
Fracht PO <sub>4</sub> -P [kg/a]	5.017	502	1.254	90	75	
Konzentration NH <sub>4</sub> -N [g/m <sup>3</sup> ]	1.221	116	234	90,5	80,8	
Fracht NH <sub>4</sub> -N [kg/a]	38.286	3.625	7.350	90,5	80,8	

Durch die Kombination der beiden vorgestellten Verfahren wird die Rückbelastung bezüglich PO<sub>4</sub>-P zwischen 75 und 90 % und die Rückbelastung bezüglich NH<sub>4</sub>-N-Konzentration zwischen 80,8 und 90,5 % gesenkt. Dies bedeutet für die biologische Stufe eine um 13 bis 16 % reduzierte Fracht an PO<sub>4</sub>-P. Die Belastung der biologischen Stufe durch NH<sub>4</sub>-N wird zwischen 15,8 und 17,7 % reduziert. In absoluten Werten ausgedrückt, sinkt die Fracht von 195.990 kg/a NH<sub>4</sub>-N auf 161.329 bis 165.054 kg/a NH<sub>4</sub>-N.

Die gesenkte Rückbelastung kann in Einwohnerwerte umgerechnet werden. Der zu behandelnde verminderte Anteil an PO<sub>4</sub>-P entspricht dann statt ursprünglich 62.222 EW nur noch 55.350 bis 56.495 EW. Die Stickstoffbelastung reduziert sich in EW ausgedrückt von 59.020 EW auf einen Wert zwischen 50.387 und 51.315 EW.

## 6 Kostenbetrachtung der Verfahrenskombination bestehend aus AirPrex-Verfahren und Deammonifikationsanlage

Für die Kostenbetrachtung werden die Gesamtjahreskosten ermittelt. Sie setzen sich aus Kapital- und Betriebskosten zusammen. Zu den Betriebskosten zählen Personal-, Energie-, Instandhaltungs- und Betriebsmittelkosten. Um die Kapitalkosten zu berechnen, werden die Ansätze gemäß LAWA [2005] zugrunde gelegt. Es wird mit den niedrigeren Wirkungsgraden der realen Betrachtungsweise gerechnet. Die Annuität errechnet sich folgendermaßen:

Annuität = Investitionskosten · Kapitalwiedergewinnungsfaktor (i,n)

$$\text{Annuität} = \text{Investitionskosten} \cdot \frac{i \cdot (1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \quad (20)$$

mit: i = Zinssatz in %

n = wirtschaftliche Lebensdauer in Jahren

In Tabelle 16 sind die verwendeten finanzmathematischen Werte aufgeführt.

Tabelle 16: Abschreibungszeiträume und Zinssätze für die Kostenbetrachtung

<b>Realzinssatz</b>	3 %
<b>Abschreibungszeiträume</b>	
Bautechnik	12 a
Maschinenteknik	
Elektrotechnik	
<b>Wartung/ Instandhaltung</b>	
Bautechnik	4 % p.a. von Investitionskosten
Maschinenteknik	
Elektrotechnik	

### Abschätzung der Gesamtjahreskosten für das AirPrex-Verfahren:

Die Investitionskosten werden üblicherweise in Bautechnik, Maschinenteknik und Elektrotechnik eingeteilt. Aufgrund der Einzigartigkeit der Projekte sind Preisschwankungen bei den Investitionskosten gegeben, sodass an dieser Stelle nur eine grobe Investitionssumme angegeben werden kann. Für eine Modellkläranlage mit 100.000 EW gibt KALAUCH [2015] Investitionskosten in Höhe von 650.000 € (netto) an. Dabei wird eine zu behandelnde Faulschlammmenge von 250 m<sup>3</sup>/d erwartet. Dies entspricht Investitionskosten von 2.600 € pro zu behandelndem Kubikmeter Faulschlamm. Aufgrund der Kostendegression sind bei Anlagen mit größeren Kapazitäten die spezifischen Baukosten pro Kubikmeter Reaktorvolumen geringer als bei Anlagen mit kleineren Kapazitäten. Für die Kläranlage Ahrensburg wird mit spezifischen Investitionskosten von 3.000 € pro zu behandelndem Kubikmeter Faulschlamm kalkuliert. Es ergeben sich Investitionskosten von etwa 270.000 €. Das Behältervolumen des AirPrex-Reaktors sollte etwa 42 m<sup>3</sup> umfassen, sodass eine Aufenthaltszeit von etwa 10 Stunden eingehalten werden kann.

$$90 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 3.000 \text{ €/m}^3 = 270.000 \text{ €} \quad (21)$$

Bei einem Zinssatz von 3 %, einer Nutzungsdauer von 12 Jahren, Wartungskosten von 4 % der Investitionssumme ergibt sich ein Kapitalwiederbeschaffungsbetrag in Höhe von 27.125 €/a.

$$\text{Investitionskosten} \cdot \frac{i \cdot (1+i)^n}{(1+i)^n - 1} = 270.000 \cdot \frac{0,03 \cdot (1+0,03)^{12}}{(1+0,03)^{12} - 1} = 27.125 \text{ €/a} \quad (22)$$

Hinzu kommen Betriebskosten in Höhe von etwa 15.285 €/a, die sich folgendermaßen zusammensetzen und auf Annahmen von KALAUCH [2015] beruhen und für die Kläranlage Ahrensburg angepasst wurden:

$$\text{Personalkosten: } 0,5 \text{ h/d} \cdot 365 \text{ d/a} \cdot 30 \text{ €/h} = 5.475 \text{ €/a} \quad (23)$$

$$\text{Energiekosten: } 115 \text{ kWh/d} \cdot 0,08 \text{ €/kWh} \cdot 365 \text{ d/a} = 3.358 \text{ €/a} \quad (24)$$

$$\text{Wartungskosten: } 270.000 \cdot 0,04/12 = 900 \text{ €/a} \quad (25)$$

$$\text{MgCl}_2\text{-Verbrauch: } 0,002 \text{ m}^3 \text{ MgCl}_2/\text{m}^3 \text{ FS} \cdot 90 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 365 \text{ d/a} \cdot 84,5 \text{ €/m}^3 = 5.552 \text{ €/a} \quad (26)$$

$$\text{Gesamtjahreskosten} = 27.125 + 15.285 = 42.410 \text{ €/a}$$

Die Gesamtjahreskosten ergeben einen Wert von 42.410 €/a.

#### Abschätzung der Gesamtjahreskosten für die Deammonifikationsanlage:

Pro Jahr fallen etwa 31.356 m<sup>3</sup> Zentrat mit einer durchschnittlichen NH<sub>4</sub>-N-Konzentration von 1221 g/m<sup>3</sup> an. Dies entspricht einer Fracht von 38.286 kg NH<sub>4</sub>-N pro Jahr. Wenn man davon ausgeht, dass durch das vorgeschaltete AirPrex-Verfahren etwa 4 % des Stickstoffes in Form von MAP aus dem System entnommen werden, bleiben noch 36.749 kg NH<sub>4</sub>-N pro Jahr. Eine weitere Annahme legt eine Eliminationsleistung von 80 % des Ammoniumstickstoffes zugrunde. SANDER ET AL [2010] nennt für den Neubau des DEMON-Verfahrens einer Beispielkläranlage mit 100.000 EW Gesamtkosten pro kg N<sub>elim</sub> von maximal 2,5 €. Für die Kostenabschätzung ergeben sich Gesamtkosten in Höhe von etwa 77.341 €/a.

#### Ersparnisse:

Wie in Abschnitt 5.2 aufgeführt, ergeben sich durch die gesenkte Rückbelastung für die biologische Stufe freie Kapazitäten, welche sich auch kostentechnisch auswirken. Um dies in etwa abschätzen zu können werden Bemessungsdaten von ESEMEN [2012] benutzt. Dort wird angegeben, dass ein kg N, der eliminiert werden soll, bei der klassischen Behandlung Kosten in Höhe von etwa 0,75 € verursacht. Demnach reduzieren sich die Kosten für die Stickstoffentfernung im Hauptstrom für die Kläranlage um etwa 23.202 €/a.

$$30.936 \text{ kg/a NH}_4\text{-N} \cdot 0,75 \text{ €/kg N}_{\text{elim.}} = 23.202 \text{ €/a} \quad (27)$$

Dies ist auf geringere Belüftungs- bzw. Stromkosten zurückzuführen, da nun ein gewisser Anteil des Ammoniums nicht mehr klassischerweise nitrifiziert oder denitrifiziert werden muss. Für die Denitrifikation wird zudem üblicherweise Methanol zudosiert, wenn eine externe Kohlenstoffquelle aus Mangel an C im Abwasser erforderlich wird. Dies ist in dem Fall dann auch nur noch in verminderter Weise erforderlich.



Es wird eine verminderte zu entsorgende Schlammmenge prognostiziert, da es einen Zusammenhang zwischen der PO<sub>4</sub>-P-Konzentration im Faulschlamm und dem maximal erzielbaren Entwässerungsergebnis gibt. Die Entsorgungskosten des Klärschlammes werden dementsprechend sinken. Sollte sich der TR-Gehalt tatsächlich bei 28 % einstellen, so würde dies bei spezifischen Entsorgungskosten von 70 €/t eine Reduzierung um 12,5 % bzw. um 28.713 €/a bedeuten, vgl. Tabelle 17. Für die Ersparnisse wird ein erreichter TR-Gehalt von 26,0 % angesetzt. Dies entspricht einer Ersparnis von etwa 13.333 €.

Tabelle 17: Entsorgungskosten für Klärschlamm

<b>Klärschlammmenge [t/a]</b>	<b>TR-Gehalt [%]</b>	<b>TR-Menge [t/a]</b>	<b>Wasser im Klärschlamm [t/a]</b>	<b>Kosten der Entsorgung [€/a]</b>
3.284	24,5	805	2.479	229.983
3.095	26,0	805	2.290	216.650
2.874	28,0	805	2.069	201.271

Wenn durch das AirPrex-Verfahren insgesamt etwa 3.763 kg weniger PO<sub>4</sub>-P behandelt werden müssen, senkt dies auch zum Teil den Fällmittelverbrauch. In Ahrensburg wird ein Drittel des Abwasserstroms in der Schwachlastbiologie durch die Bio-P behandelt. Dabei wird so viel Orthophosphat eliminiert, dass die durchschnittliche Konzentration am Ablauf der Schwachlastbiologie bei etwa 0,22 mg/l PO<sub>4</sub>-P liegt (ermittelt aus 250 Werten der Tagesproben des Jahres 2015). Die anderen zwei Drittel des Abwassers werden nicht der Behandlung durch die Bio-P unterzogen, sodass das darin enthaltene Phosphat gefällt werden muss. Bisher wurden dafür 340 t/a Eisen(III)-chlorid verwendet. Dies verursachte Kosten in Höhe von 58.141 €.

$$340 \text{ t/a Eisen(III)-chlorid} \cdot 171 \text{ €/t} = 58.141 \text{ €/a} \quad (28)$$

Durch das AirPrex-Verfahren sinkt die PO<sub>4</sub>-P-Konzentration im Belebungsbecken von 10,3 auf 8,95 g/m<sup>3</sup>. Eine um etwa 3.763 kg verminderte Fracht an PO<sub>4</sub>-P muss in der Belebung behandelt werden. Wenn man nun annimmt, dass ein Drittel des im Abwasser enthaltenen Phosphors in der Schwachlastbiologie während der vermehrten Bio-P eliminiert worden wäre, bliebe noch eine Fracht von etwa 2.509 kg PO<sub>4</sub>-P, die gefällt werden müsste. Für diese Menge würde zukünftig kein Fällmittel mehr benötigt werden. Bei spezifischen Fällmittelkosten von etwa 2,13 €/kg PO<sub>4</sub>-P (vgl. Gleichung 29) entspricht dies einer Fällmittlersparnis von etwa 5.344 €/a.

$$(58.141 \text{ €/a für Fällmittel}) / (40.880 \text{ kg/a P} \cdot \frac{2}{3}) = 2,13 \text{ €/kg P gefällt} \quad (29)$$

Das minimierte Risiko von Inkrustationen wird nicht monetär berücksichtigt, stellt aber eine Verbesserung für die Kläranlage Ahrensburg dar.

Tabelle 18: Kostenersparnisse der Verfahrenskombination

Posten	Ersparnisse [€/a]
Ersparnisse bei klassischer N-Behandlung	23.202
Geringere Entsorgungskosten Klärschlamm	13.333
Reduzierter Fällmittelbedarf	5.344
<b>Summe</b>	<b>41.879</b>

Die Ersparnisse in Höhe von etwa 41.879 € können nur als Richtwert betrachtet werden. Es ist keinesfalls gesichert, dass die Veränderungen im Klärwerksbetrieb zu exakt diesen Beträgen führen werden, sondern dient nur einer groben Abschätzung.

Erlöse:

Neben diesen Ersparnissen wird eine produzierte MAP-Menge im Bereich zwischen 9.437 – 17.904 kg MAP pro Jahr erwartet. Diese Werte beruhen auf großtechnischen Erfahrungen der Kläranlagen Berlin und Amsterdam, den PO<sub>4</sub>-P-Frachten im Faulschlamm und den Rücklöseraten des Orthophosphats in Ahrensburg. Für die Anlagen in Berlin und Amsterdam wurden für die tatsächlich rückgewonnene Phosphatmenge Wirkungsgrade von 37 % bzw. 50,4 % berechnet [EWERT, 2015].

$$32.271 \text{ m}^3/\text{a Faulschlamm} \cdot 0,100 \text{ kg/m}^3 \text{ PO}_4\text{-P} \cdot 0,37 \cdot 245/31 = 9.437 \text{ kg/a MAP} \quad (30)$$

$$32.271 \text{ m}^3/\text{a Faulschlamm} \cdot 0,130 \text{ kg/m}^3 \text{ PO}_4\text{-P} \cdot 0,504 \cdot 245/31 = 17.904 \text{ kg/a MAP} \quad (31)$$

Die Preise pro Tonne MAP variieren sehr stark, sodass es schwer zu sagen ist, wie hoch die Erlöse durch den Verkauf des Nebenproduktes MAP sind. ESEMEN [2012] addierte die aktuellen Marktpreise der einzelnen Komponenten Magnesium, Ammonium und Phosphor und gibt einen Wert von 763 €/ t MAP an, welcher jedoch nicht real erzielt wird. EGLE ET AL. [2014] gibt einen Düngemittelwert von 317 €/t MAP aus dem AirPrex-Verfahren an. Real erzielte Preise liegen in Berlin bei etwa 70 €/t MAP. Für die Berechnung wird mit 50 €/t MAP kalkuliert. Die für die Kläranlage Ahrensburg errechneten Erlöse belaufen sich demnach auf 472 bis 895 € pro Jahr. Dies veranschaulicht, dass die Produktion von MAP nur als positiver Nebeneffekt angesehen werden kann und nicht als einzige Rechtfertigung des AirPrex-Verfahrens angeführt werden kann.

$$9,437 \text{ t/a MAP} \cdot 50 \text{ €/t MAP} = 472 \text{ €/a} \quad (32)$$

$$17,904 \text{ t/a MAP} \cdot 50 \text{ €/t MAP} = 895 \text{ €/a} \quad (33)$$

Gesamtjahreskosten [€/a]	-119.751	AirPrex: 42.410 €/a Deammonifikation: 77.341a
Ersparnisse [€/a]	+41.879	
Erlöse [€/a]	+472	
<b>Endergebnis [€/a]</b>	<b>-77.400</b>	

Für die Verfahrenskombination aus AirPrex-Verfahren und Deammonifikationsanlage ergeben sich Gesamtjahreskosten von 119.751 €/a. Die Ersparnisse und Erlöse lassen die Kombination wirtschaftlicher erscheinen, aber können die Kosten nicht ausgleichen. Verrechnet man die Kosten mit den Ersparnissen und Erlösen bleiben Kosten in Höhe von etwa 77.400 €/a übrig, die der Betreiber der Kläranlage tragen müsste.

Die aktuellsten Entwässerungsergebnisse von Februar 2016 führen zu TR-Gehalten von 26 %. Allein der Verzicht auf bestimmte Co-Substrate, wie beispielsweise Glycerin, führte zu einer geringeren Orthophosphatkonzentration im Zentrat. Dadurch konnte die Entwässerung optimiert werden. In Abbildung 20 ist der TR-Gehalt des entwässerten Klärschlammes in Verbindung mit der PO<sub>4</sub>-P-Konzentration dargestellt. Die Grafik basiert auf 54 Messwerten zwischen Januar 2015 bis Februar 2016. Das Bestimmtheitsmaß ist nicht besonders hoch. Dennoch kann man durch den Verlauf der beiden Kurven erkennen, dass eine geringere PO<sub>4</sub>-P-Konzentration eine Verbesserung der Entwässerung mit sich bringt.

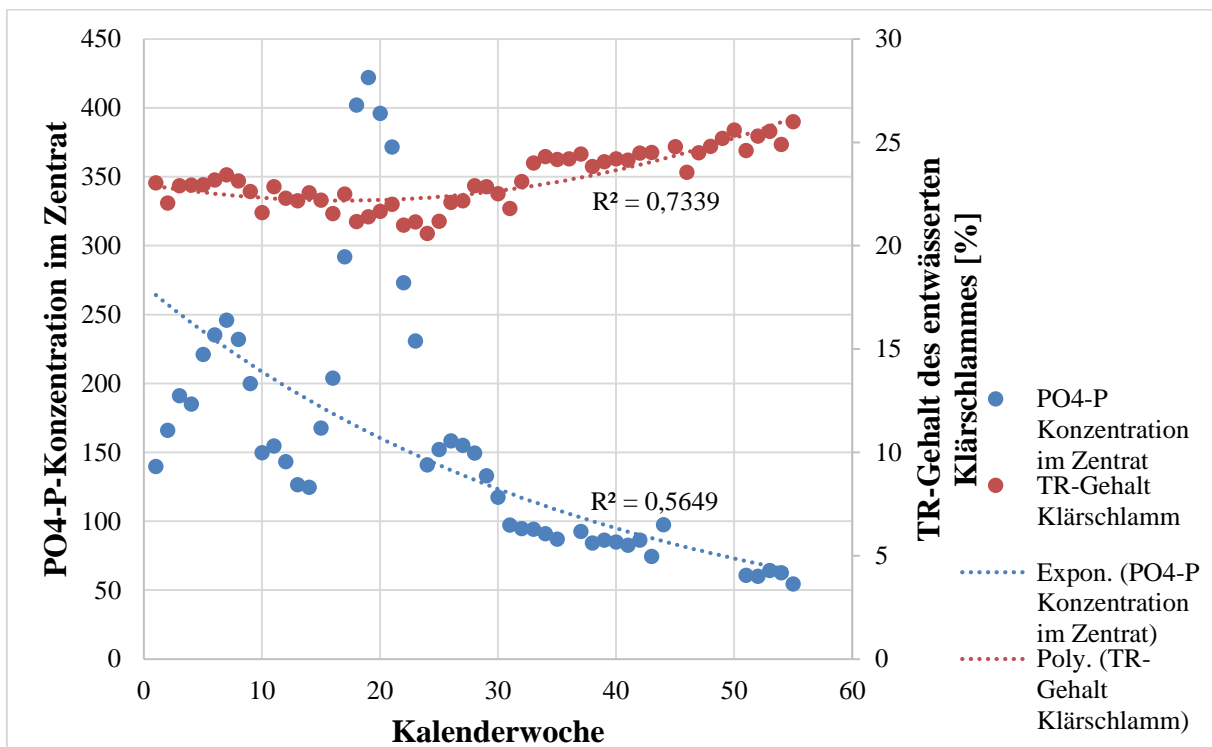


Abbildung 20: PO<sub>4</sub>-Konzentration des Zentratwassers und TR-Gehalt des entwässerten Klärschlammes (n=55)

An dieser Stelle stellt sich die Frage, ob überhaupt noch ein Schlammbehandlungsverfahren erforderlich ist oder ob ein Verfahren für die Eliminierung des Stickstoffes ausreichend ist.

## 7 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Momentan gibt es eine Vielzahl an unterschiedlichen Verfahren, um hochbelastete Ströme von Phosphor und Stickstoff zu befreien. Die Verfahren setzen an verschiedenen Orten der Kläranlage an und verfolgen zum Teil unterschiedliche Ziele. Für die Kläranlage Ahrensburg ist die Herstellung von MAP zweitrangig. In erster Linie sollte die Rückbelastung des Zentrats gesenkt werden. Dadurch verspricht man sich Vorteile bei der klassischen Behandlung im Hauptstrom, da die zu behandelnden Frachten von  $\text{PO}_4\text{-P}$  und  $\text{NH}_4\text{-N}$  gesenkt werden. Außerdem sollte auf diese Weise das Entwässerungsergebnis des Faulschlammes verbessert werden.

Das AirPrex-Verfahren bietet die Möglichkeit, die Phosphatkonzentration um bis zu 90 % zu senken und die geforderten Zielvorstellungen zu erfüllen. Die Kosten des Verfahrens sind dabei zu berücksichtigen. Des Weiteren besteht die Möglichkeit auf eine andere Art und Weise eine Verbesserung der Entwässerung zu erhalten, indem bei der Annahme von Co-Substraten auf erhöhte  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Gehalte verzichtet wird. Diese Strategie führte aktuell zu einem TR-Gehalt des Klärschlammes von 26 %, vgl. Daten von 02/2016 Tabelle 19. Dabei sind keine Kosten angefallen, sodass die Beurteilung dieser Strategie sehr gut bewertet werden kann. Die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Zentrat sind nun mit 60 mg/l etwa in dem Bereich in dem die Konzentrationen mit dem AirPrex-Verfahren liegen würden. Somit wird an dieser Stelle nicht ausnahmslos das AirPrex-Verfahren propagiert, sondern eher empfohlen, mit einem Hersteller in Kontakt zu treten, der genaue Angaben über Kosten und Nutzen machen kann.

Da für MAP noch keine Vermarktungsstrategie besteht, muss eine Verwertung geprüft werden. In erster Linie würde es Sinn machen, den umliegenden Landwirten das Produkt zu einem etwas günstigeren Preis als konventionelle Düngeprodukte anzubieten. Im Rahmen des Forschungsprojektes „P-Rex“ wurden vergleichbare Erträge wie beim Einsatz den konventionellen Düngemittels Triplesuperphosphate (TSP) auf den Feldern generiert, sodass davon auszugehen ist, dass eine weiterführende Vermarktung gesichert scheint [EWERT ET AL., 2014].

Die Deammonifikationsanlage bietet die Möglichkeit, mit einem minimalen Einsatz an Betriebsmitteln etwa 80 % des Stickstoffs aus dem Zentrat zu eliminieren. Die Kosten sind voraussichtlich geringer als im Rahmen dieser Arbeit angegeben, da vorhandene Bausubstanz genutzt werden könnte. Beispielsweise wäre es denkbar, den Behälter F3 umzunutzen. Aktuell dient dieser Behälter als Zentratspeicher. Mit einigen Änderungen wäre es möglich, den SBR-Betrieb zu installieren. Satzweise könnte auf diese Art das mit Stickstoff hochbelastete Zentratwasser behandelt werden, um den Stickstoff zu eliminieren. Dafür wären nur noch zusätzlich eine Belüftung und ein Rührwerk erforderlich. Zudem sollte die Sauerstoffkonzentration, die Temperatur, der pH-Wert und die  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen erfasst werden, um den Abbau des Stickstoffs regeln zu können. Inwieweit dies tatsächlich erfolgen kann, sollten Experten feststellen.

In Konsequenz daraus sinkt die Rückbelastung und es werden freie Kapazitäten für die biologische Stufe geschaffen. Dies bewirkt weitere Ersparnisse bei der Behandlung im Hauptstrom. Besonders auf lange Sicht wäre es sinnvoll, eine Anlage zu betreiben, die niedrige Betriebskosten aufweist, sodass der Betrieb stets niedrige Kosten verursacht und

dennoch die positiven Auswirkungen erreicht werden können. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass bei der Deammonifikation mit längeren Einfahrzeiten gerechnet werden muss, da die Bakterien sich erst in dem System etablieren müssen und sich an die Milieubedingungen anpassen müssen. Die Leistungsfähigkeit wird zum Teil über mehrere Monate langsam aufgebaut. Es kann nicht direkt nach dem Erfolgen der Umbaumaßnahmen mit hohen Stickstoffeliminationsleistungen gerechnet werden. Da dies nicht für die Ablaufwerte entscheidend ist, ist es kein gravierendes Problem. Trotzdem sollte die Eliminationsleistung möglichst schnell ein entsprechend hohes Niveau erreichen, um die Rückbelastung, wie gefordert, zu senken. Dies erfordert ein hohes Maß an Kenntnissen der Prozesse und der erforderlichen Milieubedingungen der Bakterien und sollte ausreichend überwacht sein bis die Anlage eingefahren ist. Danach sollten die Milieubedingungen möglichst konstant bleiben.

Der Betreiber der Kläranlage sollte für sich die Frage beantworten, ob die Kosten der Verfahrenskombination gerechtfertigt sind. Die Kostenbetrachtungen sind nur als grobe Einschätzung zu verstehen, sodass offen bleibt, was tatsächlich im Betrieb erreicht werden kann. Aus diesem Grunde wurde nicht mit den idealen Werten gerechnet, sondern bereits kleinere Wirkungsgrade als Berechnungsgrundlage genommen. Auf diese Weise sollen die Ergebnisse in der Praxis die Erwartungen möglichst übertreffen. Die Gesamtjahreskosten könnten niedriger als in Kapitel 6 berechnet ausfallen, sodass sich die Implementierung der Verfahren wirtschaftlich darstellen ließe. Etwaige Kosten könnten eventuell über die Umlagen der Abwasserabgabe der an die Kläranlage Ahrensburg angeschlossenen Einwohner finanziert werden.

## 8 Literaturverzeichnis

ABFKLÄRV (1992): Klärschlammverordnung vom 15. April 1992 geändert am 31. August 2015. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.

ABFKLÄRV REFERENTENENTWURF (2015): Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.

AHRENSBURG, STADTBETRIEBE (2015): Betriebsdaten aus den Jahren 2014 und 2015. Ahrensburg.

ATV-DVWK(2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131, Hennef, Mai 2000.

BAGCHI, S, BISWAS, R., NANDY, T. (2011): Autotrophic Ammonia Removal Processes: Ecology and Technology. In: Critical reviews in Environment Science and Technology.

BARJENBRUCH, M., EXNER, E. (2009): Leitfaden zur Verminderung des Phosphoreintrags aus Kläranlagen. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (TMLNU), Eisenach. S. 85 ff.

BEIER, M., SCHÄPERS, D. (2015): Sachbericht der DWA Arbeitsgruppe KEK 1.3 zum Bearbeitungsstand des Merkblatts „Biologische Stickstoffelimination von Schlammwässern der anaeroben Schlammstabilisierung“.

BEIER, M., SCHNEIDER, Y. (2005): Verfahren der biologischen Stickstoffelimination unter Berücksichtigung der anaeroben Ammoniumoxidation. In: Anaerobtechnik. S.801-831.

BERGS, C.-G. (2007): Welche Neuerungen kommen auf die Verwerter von Klärschlämmen zu? - Zum Stand des Verfahrens zur Neufassung der Klärschlammverordnung. In: Müll und Abfall Heft 9, S. 419-426.

BISCHOFBERGER, W., DICHTL, N., ROSENWINKEL, K.-H., SEYFRIED, C.-F. (2005): Anaerobtechnik. [Hrsg.] Botho Böhnke, Springer Verlag.

BRAUER, H. (1996): Additiver Umweltschutz: Behandlung von Abwässern. [Hrsg.] Brauer, H., Springer Verlag, S. 531 ff und 575 ff.

CORNELIUS, A. (2008): Untersuchungen zum großtechnischen Einsatz der Deammonifikation bei der Schlammwasserbehandlung: Dissertation. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, Heft 142. Hannover.

DÜMV - Düngemittelverordnung (2008): Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln, 16.12.2008.

DWA (2009): Merkblatt DWA-M 368 Biologische Stabilisierung von Klärschlamm. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef. S.23.

DWA (2015): DWA Position Klärschlamm Entsorgung 2015. Hennef.

EGLER, L., RECHBERGER, H., ZESSNER, M. (2014): Endbericht Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser. [Hrsg.] Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Februar 2014, Wien.

ESEMEN, T. (2012): Untersuchung zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung der Nährstoffrückgewinnung aus Klärschlamm: Dissertation. Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig, Braunschweig.

EU (1986): „Richtlinie des Rates vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft.“

EWERT, W., WAGENBACH, A. (2013): Praktische Umsetzung der MAP-Rückgewinnung aus der Flüssigphase. 8. Klärschlammtage Fulda 05.06.2013, Fulda.

EWERT, W., HERMANUSSEN, O., KABBE, C., MÊLÈ, C., NIEWERSCH, C., PAILLARD, E., STÖSSEL, H., WAGENBACH, A. (2014): Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovering and energy efficiency. P-Rex - Project supported by the European Commission within the Seventh Framework Programme Grant agreement No. 308645, Muttenz.

EWERT, W. (2015): MAP-Fällung im Faulschlamm mit dem AirPrex-Verfahren. 9. Klärschlammtage, Potsdam.

FIMML, F. (2010): Oft ein Sorgenkind bei der Abwasserreinigung: Die Schlammwässer. [Hrsg.] Abwasserverband Achenal-Inntal-Zillertal, KA-Betriebsinfo 2010 Nr.4.

GRÖNWALD, O.: mündliche Information. Ahrensburg. Januar 2016.

GÜNTHER, L. (2011): Großtechnische Nährstoffrückgewinnung und Schadstoffausschleusung aus kommunalen Klärschlämmen: Dissertation. Gesellschaft zur Förderung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft an der Technischen Universität Braunschweig e.V., Heft 79, Braunschweig.

HERMANN, L. (2009): Rückgewinnung von Phosphor aus der Abwasserreinigung. Eine Bestandsaufnahme, Bundesamt für Umwelt BAFU.

HIPPEN, A. (2001): Einsatz der Deammonifikation zur Behandlung hoch stickstoffhaltiger Abwässer: Dissertation. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Hannover.

JENTZSCH, D. (2008): Umrüstung von zwei Eindickern zur zweistraßigen einstufigen Deammonifikation auf dem Klärwerk Leipzig-Rosental.

JOSS, A., SALZGEBER, D., EUGSTER, J., KONIG, R., ROTTERMANN, K., BURGER, S., FABIJAN, P., LEUMANN, S., MOHN, J., SIEGRIST, H. (2009): Full-scale nitrogen removal from digester liquid with Partial Nitritation and ANAMMOX in one SBR. Environ. Sci. Technol. 43, pp. 5301-5306.

- KAISER, R. (1989): Abwasserreinigung mit Stickstoff- und Phosphorelimination. Handbuch Wasserversorgungs- und Abwassertechnik, Vulkan Verlag Essen.
- KALAUCH, B. (2015): Einsparungen durch das AirPrex MAP-Verfahren, Hamburg.
- KEUDEL, L., MÜLLER, J., DICHTL, N. (1999): Technische Lösungen zur Wert- und Schadstofffraktionierung von Klärschlämmen. TU Braunschweig, unveröffentlicht.
- KLEIN, D. (2014): Bewertung der Stickstoff- und Phosphorrückgewinnung im Gesamtsystem aus Abwasserreinigung und Landwirtschaft: Dissertation. Fakultät Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig, Braunschweig.
- KOPP, J. (2013): Laborergebnisse 2009 – 2012 in Stand der Technik für die (mechanische) Entwässerung von Klärschlamm. September 2013, AWEL, Schweiz.
- LANGENOHL, T, HECK, A., KÖNEMANN, R. (2012): Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung. In: Korrespondenz Abwasser und Abfall, Hennef, 2012, Heft 3, S. 221-224.
- LAWA (2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 7. Auflage.
- PINNEKAMP, J. (1988): Grundlagen, Verfahren und Leistungsfähigkeit einer erhöhten biologischen Phosphorelimination. Abwassertechnik 4/1988 S. 21-26.
- PINNEKAMP, J. (2002): Randbedingungen einer Phosphat-Rückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm. In: ATV-DVWK – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hrsg.): ATV-DVWK-Bundestagung 18.-19. September 2002 in Weimar, S. 255-262.
- PINNEKAMP, J., GETHKE, K., MONTAG, D. (2005): Stand der Forschung zur Phosphorrückgewinnung. In: Pinnekamp (Hrsg.): Gewässerschutz, Wasser, Abwasser (GWA) Band 198 zur 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft 9.-11. März 2005 in Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, Aachen 2005.
- PINNEKAMP, J., Friedrich, H. (2006): Klärschlammentsorgung: Eine Bestandsaufnahme. Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalen, Band 3. FiW-Verlag Aachen.
- REICHERT, J. (2006): Betriebsmitteleinsatz auf Kläranlagen im Lichte aktueller Anforderungen. Niersverband (Hrsg.), 6. IFWW Aus der Praxis für die Praxis am 20.06.2006, Haltern.
- RÖMER, W. (2013): Phosphor-Düngewirkung von P-Recyclingprodukten. In: Korrespondenz Abwasser und Abfall, Hennef, 2013, Heft 3, S.202-214.
- RÖSKE, I., UHLMANN, D. (2005): Biologie der Wasser- und Abwasserbehandlung. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.



- SANDER, M., TRAUTMANN, N., BEIER, M., ROSENWINKEL, K.-H. (2010): Potentiale der Deammonifikation - Innovationen im Bereich der Stickstoffelimination, 11. Hannoversche Industrieabwassertagung (HIT) - Wasser- und Energieeffizienz in der industriellen Wasserwirtschaft, Hannover, 10./11.03.2010.
- SCHAUM, C. (2008): Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlammasche. Workshop Energetische und stoffliche Nutzung von Klärschlamm, Berlin, 30.10.2008.
- SCHEER, H. (1994): Vermehrte biologische Phosphorelimination – Bemessung und Modellierung in Theorie und Praxis. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Hannover.
- SCHÖNBERGER, R. (1990): „Optimierung der biologischen Phosphorelimination bei der kommunalen Abwasserreinigung“. Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, TU München, Nr. 93.
- SIEMSEN, M. (2015): Energieautonome Kläranlage – Chancen und Risiken der Co-Vergärung am Beispiel der Kläranlage Ahrensburg: Bachelorarbeit, Hamburg.
- STEINMETZ, H. (2012): Abwasser- Rohstoff statt Reststoff, In: Themenheft Forschung Wasser und Umwelt, Stuttgarts S.38.
- TASI (2005): Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen.
- TEICHFISCHER, T. (1994): „Der Einfluss schwankender Abwasserzusammensetzung auf die vermehrte biologische Phosphatelimination und Möglichkeiten zur Prozessstabilisierung“. Institut für Siedlungswasserwirtschaft Technische Universität Braunschweig, Heft 57, Braunschweig.
- UBA/ UMWELTBUNDESAMT (2008): Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen. Forschungsbericht 20526307.
- UBA/ UMWELTBUNDESAMT (2012): Klärschlammentsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Broschüre des Umweltbundesamtes, Dessau-Roßlau.
- UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR WIEN (Department für Wasser – Atmosphäre – Umwelt, Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz) (2007): „Biologische Aerobverfahren“. Stand Dezember 2015([www.wau.boku.ac.at/fileadmin/\\_/H81/H811/Skripten/811352/811352\\_05\\_1\\_SO.pdf](http://www.wau.boku.ac.at/fileadmin/_/H81/H811/Skripten/811352/811352_05_1_SO.pdf)).
- VAN KEMPEN, R., TEN HAVE, C.C.R., MEIJER, S.C.F., MULDER, J.W., DUIN, J.O.J., UIJTERLINDE, C.A., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. (2005): SHARON process evaluated for improved wastewater treatment plant effluent quality. Water Sci. Technol., 52(4), S. 55-62.
- VAZQUEZ-PADIN, J.R., FERNADEZ, I., FIGUEROA, M., MOSQUERA-CORRAL, A., CAMPOS, J.L., MENDEZ, R. (2009): Applications of anammox based processes to treat anaerobic digester supernatant at room temperature. Bioresour. Technol., 100, S. 2988-2994.
- VLAEMINCK, S.E., TERADA, A., SMETS, B.F., VAN DER LINDEN, D., BOON, N., VERSTRAETE, W., CARBALLA, M. (2009): Nitrogen removal from digested black water by one-stage partial nitrification and ANAMMOX. Environ. Sci. Technol., 43, S. 5035-5041.

WETT, B., HELL, M. (2008): Betriebserfahrungen mit dem DEMON-Verfahren zur Deammonifikation von Prozesswasser. In: Korrespondenz Abwasser 3: S.245-253.

WILKEN, V., ZAPKA, O., MUSKOLUS, A. (2014): Product quality: fertilizing efficiency, results of pot and field tests. European Union's Seventh Programme for Research, Technological Development and Demonstration under Grant Agreement no. 308645.

WILSON, D., PURUSHOTMAN, R. (2003): Dreaming with BRICs: The path to 2050. In: Global Economics paper No: 99, Stand 2003 (<https://www.gs.com>).

## **Erklärung**

Hiermit versichere ich, die vorliegende Arbeit selbständig angefertigt zu haben. Ich habe keine außer den angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet. Wörtliche wie inhaltliche Zitate habe ich vollständig als solche kenntlich gemacht.

---

Ort, Datum

---

Unterschrift

## 9 Anhang

Tabelle 19: PO<sub>4</sub>-P-Konz. im Zentrat und TR-Gehalt des entwässerten Klärschlammes

<b>Kalenderwoche</b>	<b>Datum</b>	<b>PO<sub>4</sub>-P Konzentration im Zentrat [mg/l]</b>	<b>TR-Gehalt im entwässerten Klärschlamm [%]</b>
1	07.01.2015	139,8	23,05
2	13.01.2015	166	22,06
3	20.01.2015	191,2	22,9
4	26.01.2015	185	22,93
5	03.02.2015	221,1	22,95
6	10.02.2015	235,2	23,18
7	18.02.2015	246	23,43
8	24.02.2015	232	23,14
9	02.03.2015	200	22,62
10	10.03.2015	149,8	21,6
11	12.03.2015	154,6	22,85
12	16.03.2015	143,2	22,3
13	23.03.2015	126,6	22,18
14	30.03.2015	124,6	22,56
15	08.04.2015	167,6	22,2
16	13.04.2015	204	21,56
17	20.04.2015	292	22,5
18	28.04.2015	402	21,17
19	04.05.2015	422	21,4
20	11.05.2015	396	21,67
21	18.05.2015	371,6	22
22	26.05.2015	273,2	21
23	01.06.2015	230,8	21,16
24	09.06.2015	141	20,6
25	17.06.2015	152	21,18
26	22.06.2015	158,4	22,1
27	01.07.2015	155	22,18
28	07.07.2015	149,6	22,9
29	14.07.2015	133	22,85
30	21.07.2015	117,4	22,51
31	27.07.2015	97,2	21,8
32	04.08.2015	94,8	23,11
33	11.08.2015	94,2	24
34	20.08.2015	90,9	24,31
35	27.08.2015	87	24,18
36	09.09.2015	-	24,21

<b>Kalenderwoche</b>	<b>Datum</b>	<b>PO4-P Konzentration im Zentrat [mg/l]</b>	<b>TR-Gehalt im entwässerten Klärschlamm [%]</b>
37	16.09.2015	92,6	24,43
38	24.09.2015	84,2	23,83
39	02.10.2015	86,4	24,06
40	14.10.2015	85	24,2
41	21.10.2015	82,6	24,15
42	29.10.2015	86,4	24,49
43	05.11.2015	74,4	24,52
44	11.11.2015	97,5	-
45	19.11.2015	-	24,8
46	26.11.2015	-	23,55
47	02.12.2015	-	24,5
48	09.12.2015	-	24,81
49	16.12.2015	-	25,2
50	07.01.2016	-	25,6
51	20.01.2016	60,8	24,6
52	27.01.2016	60	25,31
53	03.02.2016	64,3	25,53
54	11.02.2016	62,7	24,9
55	23.02.2016	54,6	26

Tabelle 20: Konzentrationen von CSB, PO<sub>4</sub>-P und NH<sub>4</sub>-N im Zentrat

<b>Datum</b>	<b>CSB [mg/l]</b>	<b>PO4-P [mg/l]</b>	<b>NH4- N</b>	<b>Datum</b>	<b>CSB [mg/l]</b>	<b>PO4-P [mg/l]</b>	<b>NH4- N</b>
05.02.2014	1428	69,8	1400	20.01.2015	1734	191,2	1224
12.02.2014	1374	68,5	1494	26.01.2015	1954	185	1180
18.02.2014	1961	73,5	1512	03.02.2015	1414	221,1	1144
26.02.2014	1406	73,7	1366	10.02.2015	1408	235,2	1186
05.03.2014	1450	66,6	1300	18.02.2015	1436	246	1184
13.03.2014	1445	78,2	1292	24.02.2015	1505	232	1168
18.03.2014	1485	94,4	1336	02.03.2015	1606	200	1096
25.03.2014	1469	107	1320	10.03.2015	1265	149,8	1024
02.04.2014	1388	101	1328	16.03.2015	1355	143,2	1128
08.04.2014	1420	92,4	1264	23.03.2015	1383	126,6	1192
14.04.2014	1455	105	1292	30.03.2015	1479	124,6	1160
25.04.2014	1450	102,4	1224	08.04.2015	1168	167,6	1040
29.04.2014	1465	99,6	1220	13.04.2015	1258	204	1052
05.05.2014	1310	105,8	1292	20.04.2015	1414	292	1208
13.05.2014	1686	106	1344	28.04.2015	1430	402	1076
20.05.2014	1650	124	1320	04.05.2015	1656	422	1008
27.05.2014	1610	98	1252	11.05.2015	1550	396	1096

Datum	CSB [mg/l]	PO4-P [mg/l]	NH4- N	Datum	CSB [mg/l]	PO4-P [mg/l]	NH4- N
03.06.2014	1734	83	1803	18.05.2015	1630	371,6	1044
10.06.2014	1586	84	1260	26.05.2015	1374	273,2	1012
20.06.2014	1870	119,2	1212	01.06.2015	1250	230,8	1004
23.06.2014	1720	131,6	1236	09.06.2015	1045	141	808
30.06.2014	1840	146,8	1220	17.06.2015	1545	152	1072
08.07.2014	1585	138	1244	22.06.2015		158,4	1180
14.07.2014	1535	132,2	1124	01.07.2015	1344	155	1129
22.07.2014	1443	116	1156	07.07.2015	1250	149,6	1168
30.07.2014	1883	228	1228	14.07.2015	1100	133	1232
07.08.2014	1830	276	1164	21.07.2015	1376	117,4	1316
12.08.2014	1780	268	1012	27.07.2015	937	97,2	920
19.08.2014	1954	266	1144	04.08.2015	1182	94,8	1328
26.08.2014	1864	262	1140	11.08.2015	1475	94,2	1388
01.09.2014	1700	236	1080	20.08.2015	1374	90,9	1266
09.09.2014	1710	214	1096	27.08.2015	1445	87	1221
16.09.2014	1585	200	1164	16.09.2015	1298	92,6	1236
29.09.2014	1495	186,2	1240	25.09.2015	1278	84,2	1338
07.10.2014	1410	178	1164	02.10.2015	1405	86,4	1474
13.10.2014	1480	181,2	1184	06.10.2015	1397	87,6	1402
20.10.2014	1470	177	1204	14.10.2015	1006	85	1558
28.10.2014	1876	180,2	1188	21.10.2015	1436	82,6	1493
03.11.2014	1675	174	1128	29.10.2015	1238	86,4	1626
10.11.2014	1590	158,6	1012	05.11.2015	1291	74,4	1524
18.11.2014	1445	156,8	1232	11.11.2015	1350	97,5	1430
26.11.2014	1450	162,4	1200	20.01.2016	1571	60,8	1686
01.12.2014	1283	138	1108	27.01.2016	1560	60,0	1495
08.12.2014	1436	148	1060	04.02.2016	1463	64,3	1592
16.12.2014	1457	150,4	1188	10.02.2016	1532,0	62,7	1612
07.01.2015	1605	139,8	1157	23.02.2016	1480	54,6	1436
13.01.2015	1528	166	1221				