



**Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg
Fakultät Life Sciences**

„Verfahrensoptionen und Dimensionierung der Stickstoffelimination auf der
Kläranlage Lütjenburg“

Bachelorarbeit

im Studiengang

Umwelttechnik

vorgelegt von

Patrick, Ehlert



Hamburg

am 26.04 2021

Gutachter: Prof. Dr.-Ing. Jörn Einfeldt (HAW Hamburg)
Gutachter: M. Eng. Erik Beyer (PFI Planungsgemeinschaft)

Die Abschlussarbeit wurde betreut und erstellt in Zusammenarbeit mit der
PFI Planungsgemeinschaft

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	IV
Tabellenverzeichnis.....	V
Formelverzeichnis	VI
Abkürzungsverzeichnis	VII
1 Einleitung und Zielsetzung	1
2 Grundlagen	3
2.1 Gesetzliche Bestimmungen.....	3
2.2 Belebungsverfahren	5
2.2.1 Biochemischer Prozess	5
2.2.2 Nachgeschaltete Denitrifikation	11
2.2.3 Vorgeschaltete Denitrifikation	12
2.2.4 Kaskadendenitrifikation.....	13
2.2.5 Intermittierende Denitrifikation	14
2.2.6 Simultane Denitrifikation	15
2.2.7 Alternierende Denitrifikation.....	16
2.3 Bestehende Anlage	16
3 Material und Methoden.....	19
3.1 Messwerte	19
3.2 Bemessungsvorgang.....	21
4 Durchführung	24
4.1 Betriebliche Messungen	24
4.1.1 Abwassermengen	24
4.1.2 Temperatur	26
4.1.3 Frachten	27
4.2 Sondermessprogramm.....	31
4.3 Bestimmung der Ablaufwerte von der Vorklärung	34
4.4 Nachbemessung der Anlage	36
4.5 Neubemessung der Anlage.....	42
4.5.1 Intermittierende Denitrifikation	43
4.5.2 Vorgeschaltete Denitrifikation	44
4.5.3 Verfahrenskombination.....	47

5	Diskussion	49
6	Kostenbetrachtung	53
7	Zusammenfassung und Schlussfolgerung	59
	Literaturverzeichnis	61
	Anhang	64

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Wachstumsraten der Nitrifikanten	7
Abbildung 2-2: Hemmung durch Ammoniak und salpetriger Säure nach Anthonisen (Abwassertechnische Vereinigung, 1997)	8
Abbildung 2-3: Schematische Ganglinien von Nitrat und Ammonium bei der intermittierenden Denitrifikation (Abwassertechnische Vereinigung, 1997)	14
Abbildung 2-4: Fließbild der Kläranlage Lütjenburg (Hansen + Klümpen, 2013)	18
Abbildung 3-1: Bemessungsschema der Denitrifikation (DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016-06)	23
Abbildung 4-1: Zulaufmenge 2018 – 2020	24
Abbildung 4-2: Temperatur im Belebungsbecken 2018 - 2020	26
Abbildung 4-3: CSB-Fracht im Zulauf zur Vorklärung von 2018 - 2020	27
Abbildung 4-4: BSB5 - Fracht im Zulauf zur Vorklärung von 2018 - 2020	27
Abbildung 4-5: NH4-N - Fracht im Zulauf zur Vorklärung von 2018 – 2020	29
Abbildung 4-6: Pges - Fracht im Zulauf zur Vorklärung von 2018 - 2020	29
Abbildung 4-7: Sensitivitätsbetrachtung der ISV-Werte	41
Abbildung 4-8: Verfahrensskizze intermittierende Denitrifikation	43
Abbildung 4-9: Verfahrensskizze vorgeschaltete Denitrifikation	45
Abbildung 4-10: Verfahrensskizze einer vorgeschalteten Denitrifikation mit nach geschalteter intermittierenden Becken	47
Abbildung 5-1: Standort des neuen Beckens [Google Maps (2021) Kläranlage Lütjenburg (bearbeitet)]	51
Abbildung 6-1: Entwicklung der Kostendifferenzen	57

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Anforderungen für die Abwassereinleitung in Gewässer [Deutscher Bundestag (2020) AbwV Anhang 1]	3
Tabelle 2-2: Verschärfte Einlaufwerte	4
Tabelle 3-1: Analyse der Parameter der Betrieblichen Messung.....	19
Tabelle 3-2: Analyse der Parameter für das Sondermessprogramm.....	20
Tabelle 4-1: Abwassermengen.....	25
Tabelle 4-2: Einwohnerwerte und Fracht des Rohabwassers	30
Tabelle 4-3: Frachten des Sondermessprogramms und der betrieblichen Messung im Zulauf der Vorklärung.....	31
Tabelle 4-4: Reduzierungsfaktor durch die Vorklärung [ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2003-04, Tabelle 1(bearbeitet)].....	32
Tabelle 4-5: Bemessungsfrachten und -werte	35
Tabelle 4-6: Vergleich der Nachbemessungswerte	39
Tabelle 4-7: Ergebnisse der Neubemessung für die intermittierende Denitrifikation .	43
Tabelle 4-8: Ergebnisse der Neubemessung für die vorgeschaltete Denitrifikation...	45
Tabelle 4-9: Ergebnisse der Neubemessung für die Verfahrenskombination.....	48
Tabelle 5-1: Vergleich der Stickstoffeliminationsverfahren	49
Tabelle 6-1: Sauerstoff- und Methanolbedarf nach den Mittelwerten	54
Tabelle 6-2: Ermittelte Netzleistung (PFI Planungsgemeinschaft, 2019).....	55
Tabelle 6-3: Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung	57

Formelverzeichnis

Formel Nr.	Seitenzahl	Quelle
1	5	Abwassertechnische Vereinigung, 1997, S. 296
2	6	Abwassertechnische Vereinigung, 1997, S. 297
3	6	Abwassertechnische Vereinigung, 1997, S. 296
4	6	Abwassertechnische Vereinigung, 1997, S. 297
5	6	Abwassertechnische Vereinigung, 1997, S. 297
6	6	Abwassertechnische Vereinigung, 1997, S. 297
7	8	Abwassertechnische Vereinigung, 1997, S. 298
8	10	Abwassertechnische Vereinigung, 1997, S. 300
9	10	Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt, 2006, S. 117
10	32	
11	32	ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2003-04, S. 27; Anhang 9
12	35	ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2003-04, S. 21
13	36	ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2003-04, S. 26
14	40	DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016-06, S. 39
15	40	
16	40	DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016-06, S. 34
17	40	DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016-06, S. 34
18	55	
19	55	

Abkürzungsverzeichnis

BB	Belebungsbecken
Bio-P-Becken	Becken zur biologischen Phosphorelimination
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf der ersten 5 Tage
C	Kohlenstoff
c	Konzentration
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
C _{org}	organischer Kohlenstoff
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
EGW	Einwohnergleichwerte
Erf.	erforderlich
EW	Einwohnerwerte
f _C	Stoßfaktor für Kohlenstoff
f _N	Stoßfaktor für Stickstoff
HCO ₃ ⁻	Hydrogencarbonat
μ _{max}	Maximale Wachstumsrate
ISV	Schlammvolumen Index
K _{A,k}	Halbwertskonzentration der Säurekapazität
K _N	Halbwertskonzentration von Ammonium
K _O	Halbwertskonzentration von Sauerstoff
N _{ges}	Stickstoff gesamt, als Summe von Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoff
NH ₄ ⁺	Ammonium
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
NKB	Nachklärbecken
NO ₂ ⁻	Nitrit
NO ₃ ⁻	Nitrat
O ₂	Sauerstoff
OV _d	täglicher Sauerstoffverbrauch
OV _h	stündlicher Sauerstoffverbrauch
P _{ges}	Phosphor gesamt
PF	Prozessfaktor
Q	Zufluss
Q _T	Trockenwetter Zufluss
Q _{T,2h,max}	Maximaler Trockenwetter Zufluss in 2 Stunden
RF	Rückführverhältnis bei vorgeschalteter Denitrifikation
S _{CSB}	gelöster Kohlenstoff
S _{NO₃,AN}	Konzentration des Nitratstickstoffs im Ablauf
S _{NO₃,D}	Konzentration des zu denitrifizierenden Nitratstickstoffs

$S_{\text{NO}_3, \text{D}, \text{vg}}$	Konzentration des zu denitrifizierenden Nitratstickstoffs in der vorgeschalteten Stufe bei Verfahrenskombinationen
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen
TN_b	Gesamt gebundener Stickstoff
t_{TS}	Schlammalter
t_{VKB}	Aufenthaltszeit im Vorklärbecken
TS	Trockensubstanz
$\ddot{U}\text{S}_d$	Tägliche Überschussschlammproduktion
V_{BB}	Volumen des Belebungsbeckens
V_{D}	Volumen der Denitrifikation
VKB	Vorklärbecken
X_{TS}	abfiltrierbare Stoffe

1 Einleitung und Zielsetzung

Wir Menschen verwenden unser Wasser im Haushalt zur Essenszubereitung oder Reinigung unserer Kleidung. Das hierbei entstehende Abwasser gelangt über die Kanalisation zur Kläranlage, wo es gesammelt und behandelt wird.

Nach dem Wasserhaushaltsgesetz muss diese Behandlung so weitgehend erfolgen, dass die Schädlichkeit des Abwassers so gering gehalten wird, wie es nach dem Stand der Technik möglich ist (Deutscher Bundestag, 2020).

Das behandelte Abwasser wird von der Kläranlage zu meist in Seen oder Flüsse geleitet und somit dem Wasserkreislauf wieder zugeführt.

In der Vergangenheit war es besonders wichtig, Abwasser und Fäkalien aus den Städten zu bringen, um der Ausbreitung von Krankheiten und Seuchen vorzubeugen. Dies gelang, indem die Abwässer über gebaute Kanalisationen in die Flüsse geleitet wurden. Die Belastung der Gewässer durch diesen Stoffeintrag war teilweise bekannt und so wurden die Kläranlagen immer weiter ausgebaut, um diesen Stoffeintrag zu reduzieren.

(Uckschies, 2017)

Ein Massensterben von Seehunden in der Nordsee war im Jahr 1988 Anlass dafür, dass die Nährstoffelimination bei der Abwasserbehandlung verstärkt in den Fokus rückte. Dies sorgte insbesondere in Schleswig-Holstein dafür, die Abwasserbehandlung für Stickstoffe und Phosphate gründlicher durchzuführen, um somit die Verschmutzung der Gewässer zu reduzieren.

(Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein, 2005)

Ziel ist es nämlich, die Gewässer, welche eine Lebensgrundlage für uns Menschen sind, nachhaltig zu bewirtschaften, um somit auch den Lebensraum von Tieren und Pflanzen zu schützen (Deutscher Bundestag, 2020).

Kläranlagen leisten somit durch die Entfernung von Abwasserinhaltsstoffen einen aktiven Beitrag zum Umwelt und Naturschutz, indem sie den Eingriff des Menschen in die Gewässer verringern.

Stickstoff ist ein elementarer Bestandteil vieler dieser Inhaltsstoffe und kann in verschiedenen Formen vorliegen. In der Kanalisation werden stickstoffhaltige organische Substanzen zu Ammonium zersetzt, weshalb Ammonium ein Hauptanteil der Stickstofffracht im Abwasser ausmacht. In der Natur würden Mikroorganismen Ammonium unter dem Verbrauch von Sauerstoff zu Nitrat oxidieren und somit den Sauerstoff in den Gewässern reduzieren, welcher für die Fische lebensnotwendig ist.

Nitrat hingegen ist ein Hauptnährstoff der Wasserpflanzen und würde somit ihr Wachstum verstärken. Die Gefahr einer Eutrophierung und somit eines permanent niedrigen Sauerstoffgehalts steigt hierdurch an.

Der Stickstoffelimination in den kommunalen Kläranlagen kommt deshalb eine wichtige Rolle für den Gewässerschutz zu.

Die Kläranlage Lütjenburg hatte in der Vergangenheit immer wieder Schwierigkeiten, die Ablaufwerte für die Stickstoffparameter einzuhalten. Dies deutet darauf hin, dass die vorhandene biologische Behandlung unzureichend abläuft.

Die Kläranlage Lütjenburg befindet sich in Schleswig-Holstein und wurde zuletzt 2003 durch den Neubau eines Belebungsbeckens erweitert. Die Anlage ist bedingt durch den Tourismus im Einzugsgebiet schwankenden saisonalen Belastungen unterworfen (Willhöft, 2020).

Im Rahmen dieser Bachelorarbeit soll die Leistungsfähigkeit der biologischen Stufe auf Grundlage ihrer Belastung untersucht und beurteilt werden. Die Belastung der biologischen Stufe wird durch die Auswertung eines Sondermessprogramms im Zusammenhang mit den betrieblichen Messungen ermittelt.

Im Zuge der Erweiterungsoptionen der biologischen Stufe werden in den Grundlagen verschiedene Verfahrensvarianten zur Stickstoffelimination einander gegenüber gestellt.

Die Erweiterungsoptionen werden für die Belastung der Kläranlage dimensioniert und hinsichtlich ihrer Auswirkungen im Verhältnis zu der bestehenden Anlage miteinander verglichen. Im Anschluss wird eine Kostenschätzung durchgeführt, um den Aufwand und die Kostenentwicklung abschätzen zu können.

In dieser Arbeit werden demnach die folgenden Punkte untersucht:

- Auswertung und Gegenüberstellung der betrieblichen Messungen und der Daten aus dem Sondermessprogramm im Hinblick auf die Ist-Belastung der Kläranlage und unter besonderer Berücksichtigung der saisonalen Belastung
- Beurteilung der aktuellen Leistungsfähigkeit der biologischen Stufe mittels Nachrechnung nach DWA-A 131 (2016)
- Gegenüberstellung verschiedener Verfahrensvarianten zur Stickstoffelimination
- Untersuchung der Erweiterungsoptionen der biologischen Stufe einschließlich Dimensionierung und zeichnerische Plandarstellung mit Kostenschätzung
- Diskussion der Ergebnisse

2 Grundlagen

2.1 Gesetzliche Bestimmungen

Bei der Errichtung und vor allem für den Betrieb von Kläranlagen gelten Bestimmungen durch Gesetze und Verordnungen.

Nach dem Wasserhaushaltsgesetz müssen Abwasserbehandlungsanlagen, zu denen auch kommunale Kläranlagen gehören, nach dem Stand der Technik errichtet, betrieben und unterhalten werden (Deutscher Bundestag, 2020, S. § 60).

„Wer eine Abwasseranlage betreibt, ist verpflichtet, ihren Zustand, ihre Funktionsfähigkeit, ihre Unterhaltung und ihren Betrieb sowie Art und Menge des Abwassers und der Abwasserinhaltsstoffe selbst zu überwachen.“ (Deutscher Bundestag, 2020, S. § 61 Abs. 2)

Auf Basis dieser Selbstüberwachung ist es dem Betreiber der Abwasseranlage möglich zu überprüfen, ob er die geltenden Grenzwerte seiner Abwasserbehandlungsanlage einhält. In der Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer sind diese Grenzwerte und die genaue Art der Messung formuliert.

Tabelle 2-1: Anforderungen für die Abwassereinleitung in Gewässer [Deutscher Bundestag (2020) AbwV Anhang 1]

Proben nach Größenklassen der Abwasserbehandlungsanlage	CSB	BSB ₅	NH ₄ -N	N _{ges}	P _{ges}
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
	Qualifizierte Stichprobe oder 2-Stunden-Mischprobe				
Größenklasse 1	150	40	-	-	-
Größenklasse 2	110	25	-	-	-
Größenklasse 3	90	20	10	-	-
Größenklasse 4	90	20	10	18	2
Größenklasse 5	75	15	10	13	1

Eine Ausnahme bei den Grenzwerten gibt es für den Ammoniumstickstoff und Stickstoff gesamt (N_{ges}) Wert, welcher als Summenparameter für Ammonium, Nitrat und Nitrit fungiert und bei Abwassertemperaturen im Belebungsbeckenablauf unter 12 °C nicht mehr eingehalten werden muss. Diese Grenzwerte gelten für die Bundesrepublik Deutschland und können abweichend durch Länder und Kommunen verschärft werden (Deutscher Bundestag, 2020, S. Anhang 1).

Des Weiteren werden in der Verordnung noch genauere Angaben zu der Betriebsweise der Behandlung von Abwasser formuliert.

So dürfen die angewandten Verfahren nicht zu einer Verlagerung der Umweltbelastung führen, um die Grenzwerte einzuhalten. Hieraus resultiert, dass die Stoffe nicht nur zurückgehalten werden, sondern auch umgewandelt werden müssen. Dabei soll der Einsatz von Chemikalien so gering wie möglich gehalten werden, genauso wie die entstehenden Abluftemissionen und der anfallende Schlamm. Die Verfahren sollen dabei eine möglichst energieeffiziente Betriebsweise der Anlage ermöglichen. (Deutscher Bundestag, 2020, S. § 3 Abs. 2 + 2a)

In der Einlaufgenehmigung für die Kläranlage Lütjenburg werden abweichend höhere Ansprüche an die Qualität des behandelten Abwassers gestellt, als sie durch die Abwasserverordnung (AbwV) vorgeschrieben sind (Willhöft, 2020). Diese sind in Folge des "Dringlichkeitsprogramm zur Entlastung von Nord- und Ostsee von Nährstoffeinträgen aus Abwassereinleitungen" erlassen worden (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, 2017).

Verschärfend wurden die folgenden Werte festgelegt:

Tabelle 2-2: Verschärfte Einlaufwerte

Parameter	Lütjenburg ¹	Dringlichkeitsprogramm ²	Nach AbwV ³
CSB	60 mg/l		90 mg/l
N _{ges}		10 mg/l	18 mg/l
P _{ges}	1 mg/l	0,5 mg/l	2 mg/l

¹ (Willhöft, 2020)

² (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, 2017)

³ (Deutscher Bundestag, 2020)

Die Unterschiede zwischen den Angaben im Dringlichkeitsprogramm und der Kläranlage Lütjenburg sind damit zu erklären, dass vom Dringlichkeitsprogramm die 38 größten Kläranlagen in Schleswig-Holstein betroffen sind, es jedoch 49 Kläranlage mit einer Ausbaugröße von über 20.000 Einwohnerwerten (EW) gibt (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, 2017). Die lässt darauf schließen, dass die Kläranlage Lütjenburg nicht von der Regelung des Dringlichkeitsprogramms betroffen ist, aber der Landkreis darauf basierend die Grenzwerte verschärft hat.

2.2 Belebungsverfahren

Für die biologische Behandlung von Abwasser gibt es viele verschiedene Verfahren. Eines der bekanntesten und insbesondere bei großen Kläranlagen angewandten Verfahren ist das Belebungsverfahren. Die zahlreichen Variationen dieses Verfahrens ermöglichen eine Optimierung dessen unter der Beachtung der örtlichen Begebenheiten und der Zusammensetzungen des Abwassers.

Unabhängig der verschiedenen Ausführungen des Belebungsverfahrens ist das Ziel der einzelnen Verfahrensprozesse dennoch gleich. Ziel des Belebungsverfahrens ist es, Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in dem Abwasser zu reduzieren.

Der gesamte Prozess würde von den Mechanismen her auch in der Natur ablaufen, aufgrund der Konzentrierung der Stoffe und der Unterstützung des biologischen Prozesses läuft der Prozess in der Kläranlage jedoch wesentlich schneller ab.

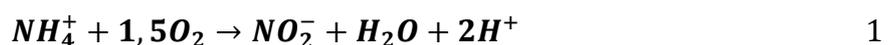
(Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2013)

2.2.1 Biochemischer Prozess

Die Kohlenstoffverbindungen, die mit dem Abwasser in das Belebungsbecken kommen, sind unterschiedlich aufgebaut und bestehen unter anderem aus Proteinen, Zuckern und Fetten. Die Stickstoffverbindungen bestehen neben kleinen Bestandteilen der zuvor genannten Verbindungen zum Großteil aus Ammonium und etwas Nitrat. (Imhoff, Imhoff, & Jardin, 2018)

Der Abbau von Ammonium-Ionen zu Stickstoff wird in zwei Prozesse unterteilt, der Nitrifikation und der Denitrifikation. Bei der Nitrifikation werden Ammonium-Ionen von Bakterien über Nitrit zu Nitrat oxidiert, diese Bakterien werden als Nitrifikanten bezeichnet, zu den wichtigsten Nitrifikanten gehören Nitrosomonas und Nitrobacter. Aufgrund des Bedarfes an Sauerstoff, welcher bei der Nitrifikation zusätzlich hinzugegeben werden muss, wird diese Phase als aerobe Phase bezeichnet.

Die Nitrosomonas oxidieren durch den zugegebenen Sauerstoff(O₂) das vorhandene Ammonium(NH₄⁺) zu Nitrit(NO₂⁻) und bilden damit den ersten Schritt der Nitrifikation, welcher als Nitritation bezeichnet wird und im Folgenden als Reaktionsgleichung dargestellt wird.



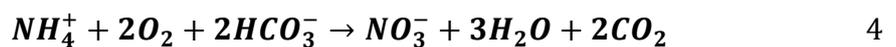
Die Wasserstoff-Ionen(H⁺) reagieren anschließend mit dem Hydrogencarbonat(HCO₃⁻) im Abwasser, dieses bildet zusammen mit dem Kohlenstoffdioxid(CO₂) ein Puffersystem, womit der pH-Wert konstant gehalten wird. Durch die Reaktion wird die Säurekapazität im Abwasser verbraucht.



Der zweite Schritt wird als Nitratation bezeichnet und läuft ab, indem die Nitrobacter das Nitrit weiter zu Nitrat oxidieren.



Diese beiden Prozesse der Nitrifikation laufen direkt nacheinander ab, wodurch es zu keinem Anstieg von Nitrit im Belebungsbecken kommt. Bei den Nitrosomonas und Nitrobacter handelt es sich um Bakterien mit einer chemolithotrophen Lebensweise, was bedeutet, dass sie ihre Energie fürs Wachstum aus der Durchführung der chemischen Reaktion gewinnen. Zusammengefasst kommt somit die folgende Reaktionsgleichung für die Nitrifikation heraus.



Das Wachstum der Nitrifikanten ist von mehreren Faktoren abhängig. Für das maximale Netto-Wachstum ($\mu_{max,Netto}$) von Nitrosomonas und Nitrobacter lassen sich zur Beschreibung die folgenden Formeln anwenden:

Nitrosomonas:

$$\mu_{max,Netto} = \mu_{max} - k_{D,A} = 0,47 \cdot 1,103^{(T-15)} \quad 5$$

Nitrobacter:

$$\mu_{max,Netto} = \mu_{max} - k_{D,A} = 0,78 \cdot 1,06^{(T-15)} \quad 6$$

Bei dem Netto-Wachstum handelt es sich um den maximalen Zuwachs (μ_{max}) abzüglich einer Zerfallsrate ($k_{D,A}$), welche das Sterben von Bakterien und die Reduzierung durch das Aufgefressenwerden von anderer Organismen berücksichtigt.

Anhand der Gleichungen ist gut erkennbar, dass die Wachstumsrate vor allem durch die Temperatur beschränkt wird. Auffällig ist auch, dass sich die Nitrifikanten für Bakterien sehr langsam vermehren, was in der folgenden Abbildung 2-1 dargestellt ist. Die Ursache dafür liegt darin begründet, dass Nitrifikanten anorganischen Kohlenstoff wie Kohlenstoffdioxid zum Aufbau ihrer Zellsubstanz verwenden und deswegen als autotrophe Organismen bezeichnet werden. (Abwassertechnische Vereinigung, 1997)

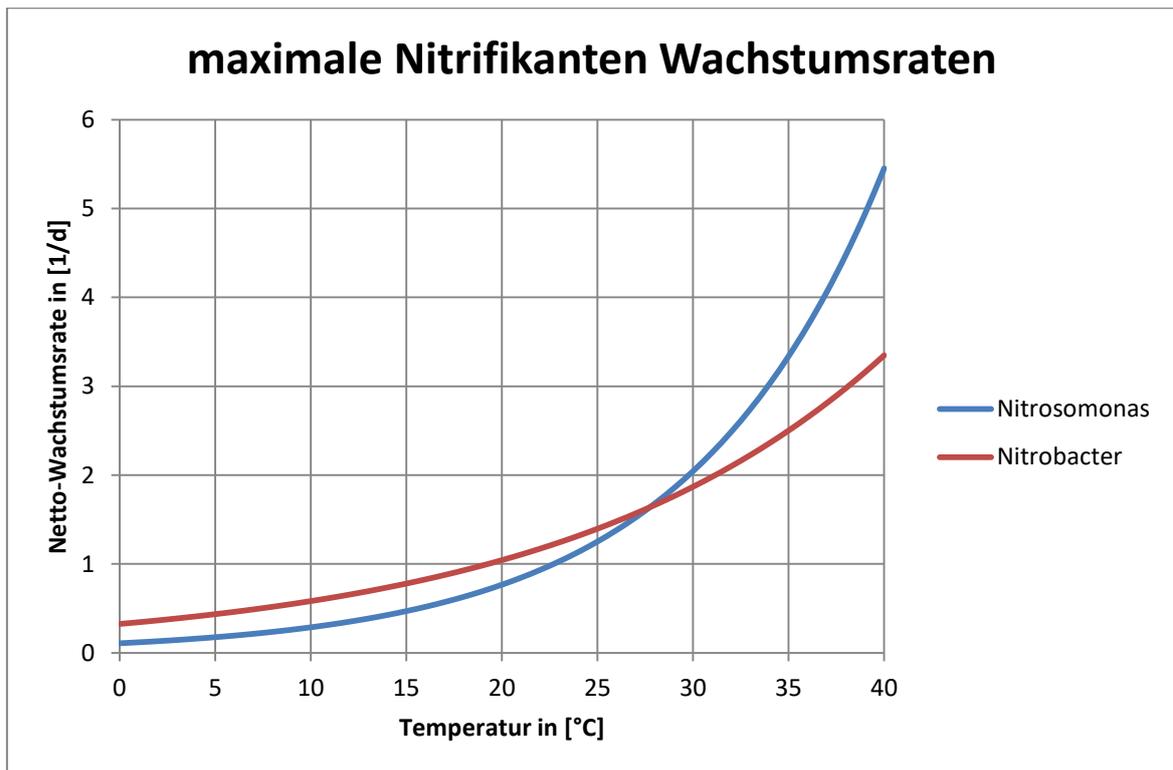


Abbildung 2-1: Wachstumsraten der Nitrifikanten

Wie in der Abbildung 2-1 gut zu erkennen ist, liegt der Schnittpunkt der beiden Graphen ungefähr bei 28 °C. Dies bedeutet, dass bis zu dieser Temperatur die Nitrosomonas der zu bemessende Faktor für die Nitrifikation ist.

Tritt jedoch ein geringeres Wachstum der Nitrifikanten auf, verändert sich der Schnittpunkt. Bei Temperaturen über 28 °C verändert sich dies jedoch und es kommt durch das geringere Wachstum der Nitrobacter zu einer Anreicherung von Nitrit, da die Nitrosomonas schneller wachsen als die Nitrobacter und somit mehr Nitrit produzieren können als abgebaut werden kann.

In kommunalen Kläranlagen, wo die Abwassertemperatur der Belebungsbecken selten über 20 °C steigt und damit unterhalb des Schnittpunkts liegt, sind die Nitrosomonas der zu bemessende Faktor für das Bakterienwachstum.

Ein weiterer Einflussfaktor ist die Konzentration von Ammonium, da dies den Nitrosomonas als Energiequelle dient und zum Aufbau der Zellsubstanz mitverwendet wird. Für die Oxidation von Ammonium wird Sauerstoff benötigt, womit dieser ebenso wie die Säurekapazität einen Einfluss auf das Wachstum hat.

(Abwassertechnische Vereinigung, 1997, S. 297)

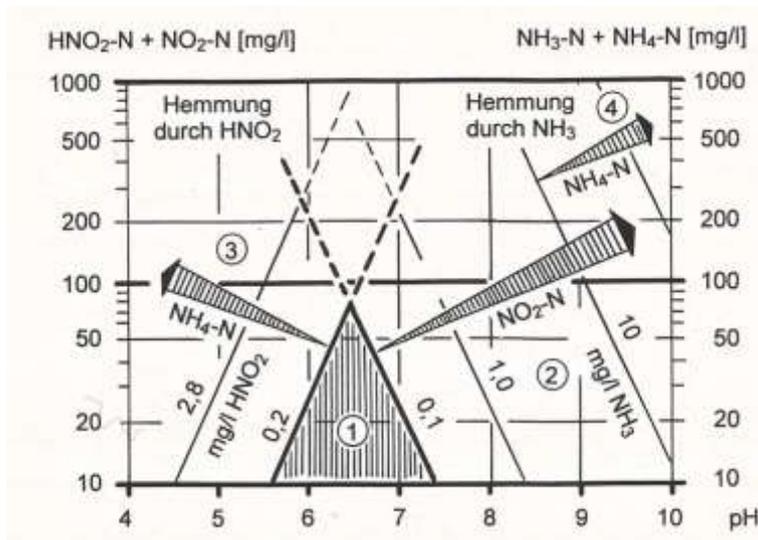


Abbildung 2-2: Hemmung durch Ammoniak und salpetriger Säure nach Anthonisen (Abwassertechnische Vereinigung, 1997)

Die Einflüsse auf die Nitrifikanten sind in Abbildung 2-2: Hemmung durch Ammoniak und salpetriger Säure nach Anthonisen dargestellt.

Der Bereich 3 in der Abbildung 2-2 tritt auf, wenn es zu einer Abnahme der Säurekapazität kommt und in dessen erfolgt eine Abnahme des pH-Wertes. Dadurch werden von den Nitrosomonas nicht mehr Ammonium-Ionen, sondern Ammoniak aufgenommen und es entsteht als Stoffwechselprodukt salpetrige Säure.

Bereits geringe Konzentrationen salpetriger Säure führen zu einer Hemmung der Nitrosomonas und damit einem Anstieg an Ammonium-Ionen.

Die Bereiche 2 und 4 werden bei einem steigenden pH-Wert erreicht. Durch den steigenden pH-Wert, steigt auch die Konzentration an Ammoniak, da dies die konjugierende Base von Ammonium-Ionen ist. Nitrobacter werden bereits durch kleine Mengen an Ammoniak gehemmt und es kommt zu einem Anstieg der Nitritkonzentration. Bei Ammoniakkonzentrationen über 10 mg/l werden auch die Nitrosomonas gehemmt und es entsteht ein Anstieg der Ammoniumkonzentration und somit auch derer von Ammoniak. Eine ungehemmte Nitrifikation findet nur in dem markierten Bereich 1 der Abbildung 2-2: Hemmung durch Ammoniak und salpetriger Säure nach Anthonisen statt. (Abwassertechnische Vereinigung, 1997, S. 298)

Das Wachstum der Nitrifikanten unter den genannten Einflüssen lässt sich durch die folgende Formel beschreiben:

$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{c(NH_4-N)}{k_N + c(NH_4-N)} \cdot \frac{c(O_2)}{k_O + c(O_2)} \cdot \frac{c(k_s)}{k_{Alk} + c(k_s)} - k_{D,A} \quad 7$$

Im Gegensatz zu den Wachstumskurven für Nitrosomonas und Nitrobacter wird der Zuwachs an neuen Mikroorganismen beeinflusst, jedoch die Zerfallsrate als Variable gesehen, welche nur von der Temperatur abhängig ist.

Typische Halbwertskonzentrationen hierfür liegen bei (Abwassertechnische Vereinigung, 1997):

$$K_N = 1,0 \text{ mg/l}$$

$$K_O = 0,5 \text{ mg/l}$$

$$K_{A_k} = 0,5 \text{ mmol/l}$$

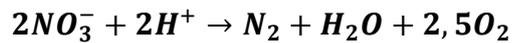
Sobald eine der Konzentrationen null wird, gibt es kein Bakterienwachstum mehr. Zudem ist das Erreichen einer Wachstumsrate von 100%, aufgrund der Addition in den Nennern der einzelnen Faktoren, nicht möglich.

Bei einer Umsatzrate von 80 %, hätten alle Faktoren den Wert 0,8. Dies würde erreicht werden durch die Konzentrationen von 4,0 mg/l für Ammonium, 2,0 mg/l für gelösten Sauerstoff und 2 mmol/l Säurekapazität. Dies würde jedoch nur ein maximales Wachstum von 51,2 % ermöglichen. Bei einer Umsatzrate von 90 %, würde das maximale Wachstum nur bei 72,9 % liegen und hierfür wäre eine Verdopplung der Konzentrationen notwendig. Demnach hängt die Wachstumsrate der Nitrifikanten nicht nur von der Temperatur ab, sondern auch sehr stark von den genannten Konzentrationen.

(Abwassertechnische Vereinigung, 1997, S. 298)

Die Reduktion von Nitrat zu Stickstoff wird als Denitrifikation bezeichnet. Die Denitrifikation erfolgt, anders als bei der Nitrifikation, nicht über spezielle Organismen, sondern kann durch viele heterotrophe Organismen aus dem belebten Schlamm erfolgen. Ebenfalls sind die Anforderungen der Denitrifikation an das Milieu andere als bei der Nitrifikation. Die Grundvoraussetzung für das Milieu, damit die Reduktion des Nitrats von den Bakterien durchgeführt wird, ist das Fehlen vom gelösten Sauerstoff. Der Grund dafür liegt darin, dass gelöster Sauerstoff für die Bakterien leichter zu verarbeiten ist als den chemisch gebundenen Sauerstoff vom Nitrat abzuspalten. Der Aufwand für die Nitratatmung sorgt dafür, dass die Energiegewinnung niedriger ist als bei der Verarbeitung vom gelösten Sauerstoff. Ein Milieu, welches keinen gelösten Sauerstoff jedoch Nitrat oder Nitrit enthält, wird als anoxisch bezeichnet.

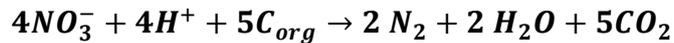
Ohne Berücksichtigung der vorhandenen und erforderlichen Kohlenstoffverbindungen, lässt sich die Reaktion wie folgt in einer Gleichung zusammengefasst darstellen:



8

Für das Wachstum der Bakterien wird zum Zellaufbau Kohlenstoff und Energie benötigt. Die Energie entsteht bei jedem einzelnen Abbauprozess der Denitrifikation und Kohlenstoff befindet sich ebenfalls im Zulauf des Belebungsbeckens.

Durch das Hinzufügen von Kohlenstoff verändert sich die Gleichung wie folgt:



9

Der zuvor im Nitrat gebundene Sauerstoff wird von den Denitrifikanten dafür genutzt, den organischen Kohlenstoff (C_{org}) zu Kohlenstoffdioxid umzuwandeln. Für einen organischen Kohlenstoff könnte man auch beispielsweise Methanol in die Gleichung einsetzen, was zwar die Verhältnisse verändert, jedoch nicht die Produkte der Denitrifikation. An der Reaktionsgleichung 9 ist außerdem zu erkennen, dass bei der Denitrifikation durch den Verbrauch der Wasserstoff-Ionen die verbrauchte Säurekapazität wieder zurückgewonnen wird.

(Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt, 2006)

Wenn der Anteil an Kohlenstoff bei der Denitrifikation zu gering ist, führt dies zu einem geringeren Wachstum der Denitrifikanten.

Eine weitere Folge ist ein verlangsamter Nitratabbau aufgrund der geringeren Umsatzgeschwindigkeit der Denitrifikanten, da Kohlenstoff den Reaktionsprozess beschleunigt. In Folge des Kohlenstoffmangels verändert sich die Reaktionsgleichung nach Formel 9 und es besteht die Gefahr einer unvollständigen Denitrifikation mit dem Entstehen von Zwischenprodukten.

(Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt, 2006)

Sowohl die Nitrifikanten als auch die Denitrifikanten bilden Kolonien insbesondere an den leichtabbaubaren Feststoffen im Belebungsbecken. Während des Wachstumsprozesses und des damit einhergehenden Abbaus der Feststoffe wächst die vorhandene Biomasse am Feststoff. Hierdurch bildet sich ein Schlamm, welcher als belebter Schlamm oder im allgemeinen Sprachgebrauch auch als Belebtschlamm bezeichnet wird. Um eine optimale Umwandlung der Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen zu ermöglichen, werden die Mikroorganismen permanent verteilt, dies geschieht beispielsweise durch den zusätzlichen Sauerstoffeintrag oder Rühren. Um die Mikroorganismen nicht aus dem System auszuschwemmen, fließt das behandelte Abwasser mit ihnen in ein Nachklärbecken.

In diesen können die Mikroorganismen, da sie als Schlamm vorliegen, sedimentieren und am Boden des Nachklärbeckens abgepumpt und dem Zulauf des Belebungsbeckens wieder zugeführt werden. Um eine Anreicherung der Biomasse in der biologischen Stufe der Kläranlage zu verhindern, muss ein Teil der Biomasse aus dem System entfernt werden. Die Menge des entnommenen belebten Schlammes wird als Überschussschlamm bezeichnet und sollte ungefähr der zugewachsenen Menge an Biomasse entsprechen, um die Anzahl der Mikroorganismen im Optimalfall konstant zu halten und so eine gleichbleibende Reinigungswirkung zu erzielen. Ein Anteil des Überschussschlammes besteht auch aus Feststoffen und den Resten von abgestorbenen Mikroorganismen, welche somit aus dem System entfernt werden. Das tägliche Wachstum der Mikroorganismen, die Schlammkonzentration und das Schlammalter sind die bemessenden Parameter für die Größe eines Belebungsbeckens (Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt, 2006, S. 134).

2.2.2 Nachgeschaltete Denitrifikation

Bei einer nachgeschalteten Denitrifikation handelt es sich um die stufenweise Umsetzung des biologischen Verfahrens. Hierzu werden die zwei Zonen des Stickstoffabbaus räumlich voneinander getrennt, dies geschieht beispielsweise indem es zwei verschiedene Becken gibt. Das Ammonium im Abwasser wird zuerst zu Nitrat oxidiert und anschließend in Stickstoff umgewandelt. Der zweite Schritt kann hierbei jedoch durch zwei Faktoren gehemmt werden, so kann es dazu kommen, dass der gelöste Sauerstoff von dem Nitrifikationsbecken in das Denitrifikationsbecken gelangt und somit eine anoxische Atmung behindert. Die Organismen in der Denitrifikation sind heterotroph, was bedeutet, dass sie ihr Zellwachstum durch Kohlenstoff erreichen. Für den Abbau des Kohlenstoffs benötigen die Denitrifikanten Sauerstoff, welcher nur chemisch gebunden im Nitrat vorliegt. Der Abbau des Nitrats ist daher nicht das Hauptziel der Mikroorganismen, sondern mehr eine Notwendigkeit, da kein gelöster Sauerstoff vorliegt. Liegt nicht genügend Kohlenstoff im Abwasser vor, so muss dieser zusätzlich hinzugefügt werden oder es wird nicht ausreichend Nitrat abgebaut und die Werte im Ablauf der Anlage sind hoch. Sollte das Kohlenstoff zu Stickstoff Verhältnis es erfordern, dass sowieso Kohlenstoff zu dosiert werden muss, eignet sich dieses Verfahren. Ein Vorteil dieses Verfahrens ist, dass die internen Schlammströme relativ gering sind, da der belebte Schlamm lediglich von der Nachklärung in das Nitrifikationsbecken gepumpt werden muss. Aufgrund des linearen Prozessablaufs, kann eine weitgehende Stickstoffelimination bei diesem Verfahren sichergestellt werden.

(Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt, 2006)

2.2.3 Vorgeschaltete Denitrifikation

Im Gegensatz zur nachgeschalteten Denitrifikation werden bei diesen Verfahren die beiden biologischen Prozesse der Stickstoffelimination in ihrer Reihenfolge vertauscht. Das Abwasser durchläuft hierbei erst eine anoxische und anschließend die aerobe Stufe. Die Folge ist, dass sich das Nitrat erst am Ende des Belebungsbeckens vollständig gebildet hat und somit erneut der anoxischen Phase zugeführt werden muss. Da sich das Nitrat größtenteils gelöst im Wasser und nur zu einem geringen Teil an die Schlammflocken gebunden vorliegt, muss das Abwasser aus dem Nitrifikationsbecken zurück in das Denitrifikationsbecken gepumpt werden. Würde das Nitrat dagegen an der Schlammflocke gebunden vorliegen, würde es reichen nur die Rückführung über den Rücklaufschlamm zu nutzen, um das Nitrat ins Denitrifikationsbecken zu fördern. Die Rückführung von nitrathaltigem belebtem Schlamm wird als interne Rezirkulation bezeichnet und unterscheidet sich somit vom Rücklaufschlamm, wo vor allem der Schlamm aus der Nachklärung dem Denitrifikationsbecken zugeführt wird.

Das Rückführverhältnis(RF) setzt sich als Summe aus den Verhältnissen des Rücklaufschlammes und der internen Rezirkulation zusammen (DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016-06, S. 49). Der Volumenstrom vom Rücklaufschlamm kann bei der vorgeschalteten Denitrifikation genauso groß angesetzt werden wie bei der nachgeschalteten Denitrifikation. Der Volumenstrom der internen Rezirkulation ist dagegen frei regelbar und stellt dabei den größten Anteil der beiden Ströme dar. Der gesamte Volumenstrom ist somit größer als bei der nachgeschalteten Denitrifikation und somit auch der benötigte Energiebedarf. Der benötigte Energiebedarf hierfür fällt jedoch aufgrund der geringen Hubhöhe zwischen den Belebungsbecken und den niedrigen Druckverlusten, bedingt durch die hohe Viskosität, kleiner aus als man bei Pumpen dieser Größenordnung annehmen würde. Dennoch ist insbesondere wegen des hohen Volumenstroms der Energiebedarf ein relevanter Faktor für die Betriebskosten.

Der Vorteil dieser Anordnung ist jedoch, dass das Nitrat aus dem Zulauf direkt abgebaut werden kann und dieser Prozess weniger stark verlangsamt wird. Dies liegt zum einen daran, dass der gelöste Sauerstoffanteil im Abwasser niedriger ist als nach der aeroben Phase und der Anteil der leicht abbaubaren Kohlenstoffe größer ist und somit die Denitrifikation begünstigt wird. Durch den hohen Kohlenstoffanteil aus dem Ablauf der Vorklärung können die Denitrifikanten diesen zuerst verwenden und unterliegen hierdurch keiner Einschränkung.

Die Folge ist eine gute Denitrifikation, bei der kein zusätzlicher Kohlenstoff hinzugegeben werden muss, wenn es sich um normal belastetes kommunales Abwasser handelt, um eine niedrige Nitratkonzentration zu erreichen. Theoretisch ist es möglich, Nitratkonzentration, durch die Erhöhung des Rückführverhältnis, vom belebten Schlamm, um ca. 90 % zu reduzieren. In der Praxis wurde jedoch festgestellt, dass der maximale Wert bei ca. 80 % liegt. Diese Werte sind jedoch von mehreren Randbedingungen abhängig und können somit variieren. Die Hauptursache für die unterschiedlichen Ergebnisse liegt jedoch an der Hemmung durch Sauerstoff, welcher durch die interne Rezirkulation über den belebten Schlamm der Denitrifikation zugeführt wird.

Dieses Verfahren hat somit das Potenzial besonders niedrige Nitratkonzentration im Ablauf zu ermöglichen, wird jedoch bedingt durch die interne Rezirkulation darin eingeschränkt.

(Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt, 2006, S. 139)

2.2.4 Kaskadendenitrifikation

Das Verfahren der Kaskadendenitrifikation basiert auf dem Prinzip der vorgeschalteten Denitrifikation, wobei es mehrere Denitrifikations- und Nitrifikationsbecken in Reihe geschaltet sind. Der Volumenstrom wird abhängig von der Anzahl an Kaskaden aufgeteilt und den jeweiligen Denitrifikationsbecken zugeführt. Ein Denitrifikations- und ein Nitrifikationsbecken bilden hierbei immer eine Kaskade, wobei das Abwasser mindestens eine Kaskade durchfließt. Im Denitrifikationsbecken der ersten Kaskade wird vor allem der aus der Nachklärung kommende Rücklaufschlamm denitrifiziert, hierdurch ist der Trockensubstanz (TS)-Gehalt im Belebungsbecken besonders hoch. Aufgrund der Kaskaden Anordnung kann die interne Rückführung des belebten Schlammes entfallen, wie sie sonst in der vorgeschalteten Denitrifikation vorkommt.

Anders als bei der vorgeschalteten Denitrifikation gibt es zudem mehrere Möglichkeiten den Wirkungsgrad bei der Kaskadendenitrifikation zu verändern.

So steigt der Wirkungsgrad beispielsweise indem man in das letzte Denitrifikationsbecken weniger Abwasser zufügt als in den Vorherigen. Eine Alternative zu der gesteuerten Abwasserverteilung sind unterschiedliche Beckengrößen, da sich durch die geänderten Zuflüsse neben dem TS-Gehalt auch das Kohlenstoff zu Stickstoff Verhältnis in jeder Kaskade ändert.

Weitere Möglichkeit um den Wirkungsgrad zu erhöhen ist die Erhöhung der Anzahl von Kaskaden. Die Optimierungsmöglichkeiten sind somit zahlreich.

Um einen hohen Wirkungsgrad zu erreichen, werden allerdings mehr Kaskaden benötigt, wodurch der bauliche Aufwand noch größer wird.

Dieser ist jedoch schon wesentlich größer als bei den anderen Verfahren.

2.2.5 Intermittierende Denitrifikation

Bei der intermittierenden Denitrifikation erfolgt die Nitrifikation und Denitrifikation nicht räumlich getrennt, sondern zeitlich versetzt im gleichen Becken.

Als Becken werden hierfür zumeist Rundbecken verwendet, die sowohl mit einer Belüftung als auch Rührern ausgestattet sind. Von den Becken werden meistens mehrere parallel zueinander betrieben. Anhand der Ganglinien aus Abbildung 2-3 ist der ablaufende Prozess besonders gut zu erklären. Während der Denitrifikationsphase steigt die Ammoniumkonzentration aufgrund des kontinuierlichen Zulaufs, die Nitratkonzentration nimmt dafür ab, bei der Nitrifikation ist dieser Prozess hingegen anders herum. Anhand der gestrichelten Linie ist durch den Summenparameter von Ammonium und Nitrat die gewählte Ablaufkonzentration für Stickstoffgesamt zu erkennen.

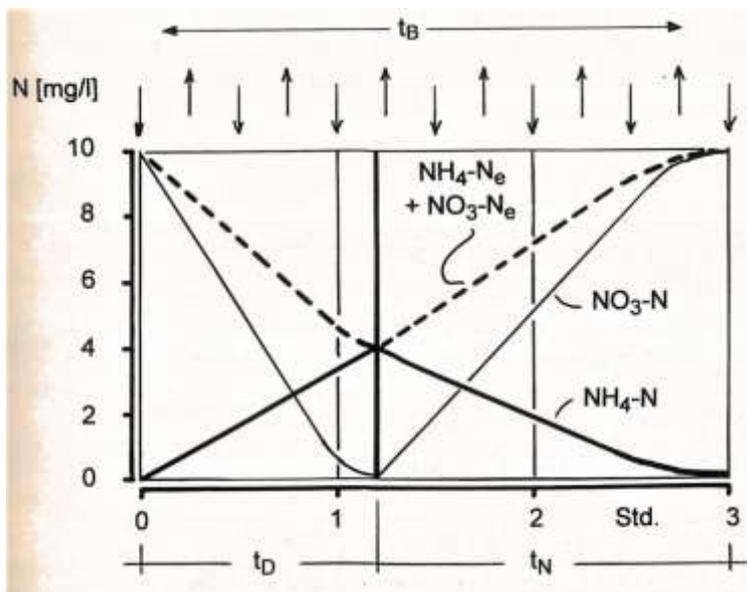


Abbildung 2-3: Schematische Ganglinien von Nitrat und Ammonium bei der intermittierenden Denitrifikation (Abwassertechnische Vereinigung, 1997)

Die Ganglinie ist ein Beispiel für einen kontinuierlichen Zu- und Abfluss. Durch Prozessregulierungen kann der Zulaufstrom auch nacheinander auf mehrere Becken verteilt werden und somit erreicht werden, dass beispielsweise Ammonium immer einen niedrigen Ablaufwert hat. Durch die Prozessregulierung des Zulaufstroms ergibt sich eine Vielzahl von Möglichkeiten, um die Becken zu betreiben. Generell gilt jedoch, dass alle Umstellungen des Prozesses bis zu ihrer vollständigen Auswirkung mehrere Tage dauern können.

Die Vorteile dieses Verfahrens sind, dass es durch die zeitliche Regulierung der Intervalle von Belüftung und Rühren immer eine Anpassung auf die herrschenden Verhältnisse geben kann, auch wenn dies durch die Systemträgheit in der Auswirkung dauert.

Das Verfahren der intermittierenden Beschickung eignet sich besonders bei einem hohen Ammonium zu Biologischen Sauerstoffbedarf(BSB₅) Verhältnis für die Stickstoffelimination.

Der Nachteil dieses Verfahrens ist, dass es zu einer Verschleppung des Sauerstoffs von der Nitrifikation zur Denitrifikation kommt und dies die Phase der anoxischen Atmung der Bakterien verzögert. Zudem können die Intervalldauern nicht beliebig kurz gehalten werden, weshalb ein Ausgleichsbecken von Vorteil ist, um Stoßbelastungen abzupuffern.

(Abwassertechnische Vereinigung, 1997)

2.2.6 Simultane Denitrifikation

Bei der simultanen Denitrifikation erfolgt die Nitrifikation und Denitrifikation ebenfalls in einem Becken, im Gegensatz zu der intermittierenden Denitrifikation erfolgt diese jedoch in verschiedenen Zonen. In der Praxis wird dies zumeist durch Umlaufbecken realisiert, wo das Abwasser die einzelnen Phasen durchfließt. Hierdurch können sowohl niedrige Nitrat als auch Ammonium Werte im Ablauf realisiert werden.

Die Belastungen einer Kläranlage sind jedoch nicht konstant, sondern permanenten Schwankungen unterworfen. Dies würde dazu führen, dass die Ablaufwerte für Nitrat und Ammonium gegenläufig zueinander schwanken würden. Um diese Schwankungen zu verringern, ist eine Prozessregelung der Belüftung notwendig. Diese Prozessregelung kann über den Nitrat- und Ammoniumgehalt direkt aus dem Becken heraus erfolgen oder über den Sauerstoffgehalt nach den Belüftungszone. Eine Alternative zu dieser aufwendigen Regelung ist die Messung über das Redoxpotenzial, wobei es sich hier um eine indirekte Nitratmessung handelt. Das Redoxpotenzial ist nämlich zum Teil abhängig Nitratgehalt im Abwasser und lässt somit Rückschlüsse auf diesen zu. Jedoch eignet sich nicht jedes Abwasser, abhängig von der Zusammensetzung, für diese Messmethode (Abwassertechnische Vereinigung, 1997).

Neben den niedrigen Ablaufwerten ist auch die hohe Pufferwirkung ein Vorteil dieses Verfahrens, da die Pufferkapazität in jeder Denitrifikationszone zum Teil wieder hergestellt wird. Zudem ist der bauliche Aufwand dieses Beckens relativ niedrig. Jedoch können mit diesem Beckentyp nicht so hohe Substratkonzentrationen realisiert werden, was dazu führt, dass ein großes Beckenvolumen benötigt wird. (Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt, 2006)

2.2.7 Alternierende Denitrifikation

Bei der alternierenden Denitrifikation werden zwei oder mehrere Belebungsbecken abwechselnd beschickt und belüftet. Der gesamte Prozess lässt sich in vier Phasen unterteilen.

In Phase 1 wird Becken 1 während der Denitrifikationsphase mit neuem Abwasser beschickt, um den Anteil des zulaufenden Nitrats mit dem Substrat abzubauen. Über den Ablauf gelangt das denitrifizierte Abwasser in das Becken 2 wo es nitrifiziert wird. In der 2. Phase wird das Abwasser in beiden Becken kurz belüftet.

In Phase 3 werden die Prozesse von Becken 1 und 2 vertauscht, so das Becken 2 denitrifiziert und beschickt wird.

In Phase 4 werden beide Becken wieder kurz belüftet.

Die Umsetzung dieses Verfahrens kann sowohl im Umlauf wie auch im Rundbecken ausgeführt werden. Der gesamte Prozess ist über eine Zeitschaltung geregelt, um das Verhältnis zwischen der Denitrifikations- und Nitrifikationsphase zu steuern. Ein großer Nachteil bei diesen Verfahren ist die gehemmte Denitrifikation aufgrund des hohen Sauerstoffgehaltes am Ende von Phase 2 und 4.

(Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt, 2006)

2.3 Bestehende Anlage

Der Aufbau der Kläranlage Lütjenburg ist der Abbildung 2-4 zu entnehmen. Bei dem Zulauf der Anlage handelt es sich um eine Mischwasserkanalisation. Die Anlage wird somit zusätzlich zu dem schwankenden Saisonbetrieb auch durch den schwankenden Niederschlag beeinflusst.

Die Anlage hat die Möglichkeit, aus allen Stufen der mechanischen Behandlung das Abwasser in einen Ausgleichsbehälter umzuleiten, um somit hohe Zulaufmengen abzapfen zu können.

Der mechanischen Stufe folgt ein Becken zur biologischen Phosphorelimination (Bio-P-Becken), dem sich ein Zwischenpumpwerk anschließt. In die untere Wasserkammer des Zwischenpumpwerks wird der Rücklaufschlamm aus dem Nachklärbecken zugegeben. Somit kann sich dieser über das Pumpwerk mit dem Abwasser vermischen. Anders als in dem Fließschema dargestellt erfolgt die chemische Phosphatfällung nicht in den Belebungsbecken, sondern bereits in der Oberwasserkammer des Zwischenpumpwerks. Die Abwasserverteilung zu den parallel geschalteten Belebungsbecken erfolgt in der Oberwasserkammer des Zwischenpumpwerks. Zur Abwasserverteilung werden Schieber genutzt, welche vor Ort bedient werden müssen, um die Abwasserverteilung zu regulieren.

Die Belebungsbecken werden parallel in einer intermittierenden Betriebsweise über eine Zeitschaltung betrieben. Bei Bedarf kann in die Becken Methanol zudosiert werden, um bei höheren Belastungen die Denitrifikationsgeschwindigkeit zu erhöhen.

Die beiden rechteckigen, parallel geschalteten Nachklärbecken können das behandelte Abwasser direkt in den Vorfluter geben oder wenn es durch Niederschlagsereignisse zu einem Schlammabtrieb zu kommen droht, in einen Schönungsteich umgeleitet werden, um die Ablaufwerte einzuhalten.

Als Fällmittel für die chemische Phosphatfällung werden seit 2018 Aluminiumsalze anstatt Eisensalze verwendet. Seitdem wurde auf der Anlage eine Absenkung des Schlammvolumen Indexes (ISV) auf 60 l/kg registriert. Vor 2018 wurden hingegen Eisensalze als Fällmittel verwendet und der ISV Wert lag in dem Bereich zwischen 100 – 120 l/kg, welcher typisch für Anlagen dieser Größenordnung ist und den Literaturwerten entspricht.

Die Probenahme der 24 h Mischprobe erfolgt im Zulauf der Vorklärung und wird einmal pro Woche durchgeführt.

(Willhöft, 2020)

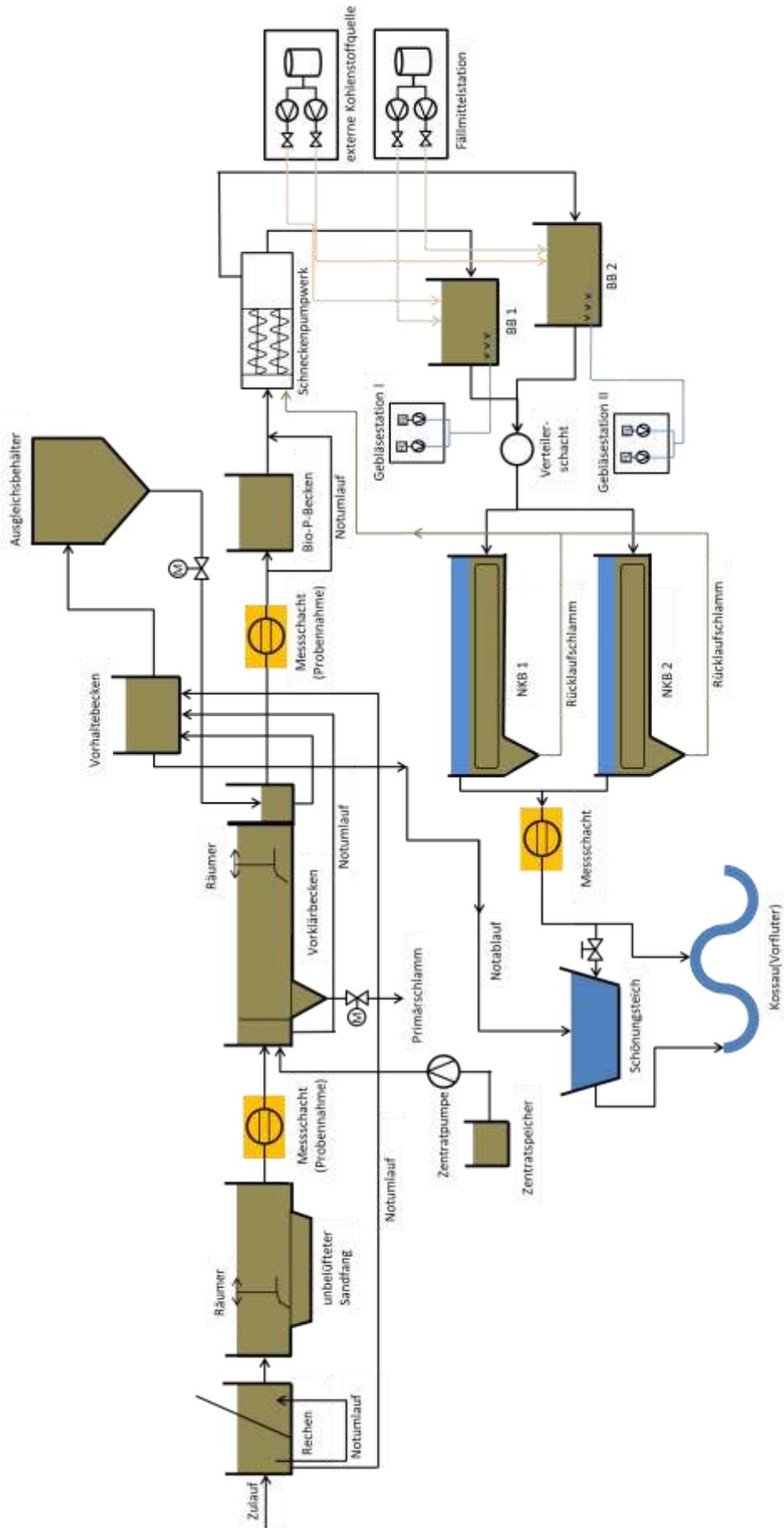


Abbildung 2-4: Fließbild der Kläranlage Lütjenburg

3 Material und Methoden

Im Folgenden wird beschrieben, wie die Datenermittlung erfolgte und deren Auswertung. Anschließend wird der Ablauf der Bemessung zusammengefasst.

3.1 Messwerte

Die Auswertung der Messwerte erfolgt gemäß dem Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198. Aus den Betriebsdaten der Kläranlage Lütjenburg geht hervor, dass die Beprobung der im Zulauf Vorklärung einmal pro Woche als 24 Stunden Mischprobe für die chemischen Parameter erfolgt. Die physikalischen Parameter werden dagegen täglich erfasst. Die Auswertung erfolgt für die Betriebsdaten von Anfang Januar 2018 bis Mitte Oktober 2020 für die Parameter in Tabelle 3-1.

Tabelle 3-1: Analyse der Parameter der Betrieblichen Messung

Parameter	Messverfahren	Probenahmestelle	Häufigkeit
CSB	DIN 38409-41	Zulauf Vorklärung	wöchentlich
BSB ₅	DIN EN 1899-1	Zulauf Vorklärung	wöchentlich
NH ₄ -N	DIN EN ISO 11732	Zulauf Vorklärung	wöchentlich
P _{ges}	DIN EN 1189	Zulauf Vorklärung	wöchentlich
Q	Sonde	Zulauf Rechen	täglich
Temperatur	Sonde	Belebungsbecken	täglich

Die Dimensionierung der biologischen Stufe erfolgt jedoch anhand der Ablaufwerte der Vorklärung, da diese jedoch nicht vorlagen, mussten sie über Reduzierungsfaktoren nachberechnet werden. Die Reduzierungsfaktoren wurden anhand des Sondermessprogramms ermittelt, um die Ablaufkonzentration der Vorklärung zu bestimmen.

Das Sondermessprogramm wurde im Zeitraum vom 07.12.2020 bis einschließlich dem 20.12.2020 durchgeführt und hat 24 h Mischproben im Zu- und Ablauf der Vorklärung genommen. Neben den regelmäßig gemessenen Stoffen, der Konzentration von Kohlenstoff (C_{CSB}), Phosphorgesamt (C_P) und Ammonium (C_{NH₄-N}) wurden im Sondermessprogramm zusätzlich der gelöste Kohlenstoff (S_{CSB}), die abfiltrierbaren Stoffe (X_{TS}) und der gesamte Stickstoff (TN_b) gemessen. Diese Daten werden benötigt, um eine Nachbemessung der Anlage zu ermöglichen und die Reduzierungswirkung zu ermitteln. Die Daten der Zu- und Ablauf Frachten des Sondermessprogramms sind den Anhang 1 zu entnehmen. Die einzelnen Parameter sind noch einmal zur besseren Darstellung in Tabelle 3-2 aufgeführt.

Tabelle 3-2: Analyse der Parameter für das Sondermessprogramm

Parameter	Messverfahren	Häufigkeit
C_{CSB}	DIN 38409-41	täglich
S_{CSB}	DIN 38409-41	täglich
NH_4-N	DIN EN ISO 11732	täglich
P_{ges}	DIN EN 1189	täglich
Q	Sonde	täglich
TN_b	DIN 38409-27	täglich
X_{TS}	DIN 38409-03	täglich

Die Auswertung und Bemessung erfolgt anhand der Frachten, die dem Belebungsbecken zufließen. Diese gehen jedoch aus den Betriebsdaten nicht hervor und müssen gemäß der DVWK-A 198 berechnet werden (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2003-04). Die Zulauffracht berechnet sich aus den Konzentrationen der Parameter multipliziert mit den dazugehörigen Zulaufmengen.

Aufgrund der Tatsache, dass die Parameter für die Bemessung nur einmal pro Woche bestimmt wurden, erfolgt die Bemessung nicht anhand von Mittelwerten zu unterschiedlichen Lastfällen, sondern anhand des 85-Perzentilwertes. Der 85-Perzentilwert wird dadurch charakterisiert, dass er die obere Grenze der niedrigsten 85 % aller Werte eines Stoffes beschreibt.

Einen großen Einfluss auf die Bemessung haben Sonderlastfälle, welche durch saisonale Betriebe und Tourismus auftreten können. Dieser Einfluss wird anhand der CSB-Fracht untersucht und festgelegt, ob dieser Lastfall separat als eigenständiger Lastfall betrachtet werden muss. Eine Sonderlast liegt dann vor, wenn der Monatsmittelwert der CSB-Fracht 20 % größer oder kleiner ist als der Jahresmittelwert des gleichen Jahres.

Wie bereits genannt hat die Temperatur einen erheblichen Einfluss auf den biologischen Prozess und legt somit Anforderungen an die biologische Stufe fest. Aus diesem Grund werden die Lastfälle nicht nur für eine Temperatur berechnet, sondern für hohe und niedrige Temperaturen mit zugehörigen Lastfällen. Ein weiterer wichtiger Punkt ist die Bestimmung der Zulaufmenge zur Kläranlage. Insbesondere bei einer Mischwasserkanalisation ist es wichtig zwischen den Trockenwettertagen und den Tagen mit Niederschlag zu unterscheiden. Als Trockenwettertag wird in dieser Auswertung jeder Tag bezeichnet, an dem und dessen Vortag kein Niederschlag gemessen wurde. Somit wird ein Regennachlauf aus dem Kanalnetz zur Kläranlage berücksichtigt.

3.2 Bemessungsvorgang

Der Ablauf des gesamten Bemessungsvorgangs erfolgt in mehreren Schritten mit den Zielen, das Volumen des Belebungsbeckens, den Anteil der Denitrifikation und die Größe der Nachklärung zu bestimmen. Dieser Vorgang erfolgt gemäß des Arbeitsblattes DWA-A 131.

Im ersten Schritt wird die Fraktionierung vom chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) ermittelt, dabei wird vor allem zwischen abbaubaren und nicht abbaubaren CSB unterschieden, da die nicht abbaubaren Stoffe für die Mikroorganismen in der biologischen Stufe nicht nutzbar sind. Im Anschluss wird das Schlammalter, welches für eine vollständige Nitrifikation notwendig ist, bestimmt, dieses hängt von der wählbaren Bemessungstemperatur und dem Prozessfaktor ab.

Das Verhältnis von den Volumina der Denitrifikation zu dem des gesamten Belebungsbeckens wird iterativ bestimmt. Das Ziel der Iteration ist es, ein ausgeglichenes Verhältnis zwischen dem Sauerstoffverbrauch durch den Kohlenstoffabbau und dem Sauerstoffangebot von dem Nitrat zu schaffen.

Die Iteration beginnt damit, dass ein Verhältnis von den Becken geschätzt wird, womit sich das gesamte Schlammalter berechnen lässt.

Der Sauerstoffverbrauch für den Kohlenstoffabbau besteht aus dem abbaubaren Kohlenstoff im Zulauf der Belebung. Ein Teil hiervon wird für die Bildung neuer Biomasse benutzt und muss daher davon abgezogen werden, genauso wie der inerte Anteil von der zerfallenen Biomasse.

Das Sauerstoffangebot hängt von dem zu denitrifizierenden Nitrat ab.

Dies berechnet sich aus der Zulaufkonzentration des gesamten Stickstoffs abzüglich der Konzentrationen im Ablauf sowie dem gebundenen Stickstoff in der Biomasse und des inerten partikulären Anteils.

Wenn das Verhältnis von Sauerstoffangebot und -nachfrage unausgeglichen ist, kann es über die Anpassung des Denitrifikationsverhältnisses und der zu Dosierung von Kohlenstoff ausgeglichen werden. Um die Sauerstoffnachfrage zu erhöhen kann das Verhältnis der Denitrifikation erhöht werden oder Kohlenstoff zudosiert werden.

Das Verhältnis der Denitrifikation sollte hierbei nicht über 0,6 angehoben werden, da dies zu Problemen bei der Nitrifikation führen kann. Ist dagegen das Sauerstoffangebot zu hoch, muss die Menge des extern zudosierte Kohlenstoffs reduziert werden oder der Anteil der Denitrifikation verkleinert werden.

In Abbildung 3-1: Bemessungsschema der Denitrifikation ist der Ablauf der Iteration aus dem Anhang der DWA-A 131 mit den Berechnungsschritten abgebildet.

Die Schlammmasse, welche täglich in der biologischen Stufe hinzukommt, lässt sich als die Summe von der Schlammproduktion beim CSB-Abbau und durch die Phosphorelimination zusammenfassen.

Der Anteil der Schlammproduktion vom Kohlenstoff Abbau setzt sich aus den Frachten der partikulären Stoffe, von dem inerten Anteil im Zulauf der Belebungsbecken, der Biomasse und der anorganischen abfiltrierbaren Stoffe des Zulaufs.

Die Schlammmasse, welche durch die Phosphatelimination entsteht, setzt sich aus den Feststoffanteilen durch die biologische Phosphorelimination und der chemischen Elimination über das Fällmittel zusammen.

In der Nachklärung sedimentiert der belebte Schlamm aus der Belebung und wird dieser zurückgeführt. Die Absetzbarkeit des Schlammes, dessen Eindickzeit und das Rücklaufverhältnis bestimmen den maximalen Trockensubstanzgehalt, der im Belebungsbecken angewandt werden kann. Im Zusammenhang mit dem Volumenstrom des Abwassers bestimmt dies die Größe des Nachklärbeckens. Das Volumen des Belebungsbeckens berechnet sich aus dem Schlammalter, der Schlammmasse und dem Trockensubstanzgehalt der über die Nachklärung ermöglicht wird.

Der gesamte Bemessungsvorgang kann mittels der Formeln aus der DWA-A 131 erfolgen oder über das Berechnungsprogramm Belebungs-Expert der DWA. Das Berechnungsprogramm basiert auf den Formeln der DWA-A 131, zieht aber zusätzlich noch andere Arbeitsblätter der DWA heran um eine weitergehende Bemessung zu ermöglichen. Für die Berechnungen wird die Belebungs-Expert Version 3.03+ nach DWA-Arbeitsblatt A131 von 2016 verwendet.

Aerobes Schlammalter	$t_{TS,aerob,Bem} = PF \cdot 1,6 \cdot \frac{1}{\mu_{A,max}} = PF \cdot 1,6 \cdot \frac{1103^{15-\theta}}{0,47} \text{ [d]}$						
Schätzung V_D/V_{BB}	$V_D/V_{BB} \text{ (-) (Schätzung: 0,2 - 0,6)}$						
$t_{TS,Bem}$	$t_{TS,Bem} = t_{TS,aerob,Bem} \cdot \frac{1}{1 - V_D/V_{BB}} \text{ [d]}$						
Berechnung der Schlammproduktion	$X_{CSB,BM} = [C_{CSB,abb,ZB} \cdot Y_{CSB,abb} + C_{CSB,dos} \cdot Y_{CSB,dos}] \cdot \frac{1}{1 + b \cdot t_{TS} \cdot F_T} \text{ [mg/l]}$ $X_{CSB,inert,BM} = 0,2 \cdot X_{CSB,BM} \cdot b \cdot t_{TS} \cdot F_T \text{ [mg/l]}$						
Ertragskoeffizienten	$Y_{CSB,abb} = 0,67 \text{ (kg CSB}_{BM}\text{/kg CSB}_{abb}\text{)}$ $Y_{CSB,dos} = 0,42 - 0,45 \text{ (kg CSB}_{BM}\text{/kg CSB}_{dos}\text{) gemäß Tabelle 1}$						
Berechnung des zu denitrifizierenden Nitrats	$S_{NO3,D} = C_{N,ZB} - S_{orgN,AN} - S_{NH4,AN} - S_{NO3,AN} - X_{orgN,BM} - X_{orgN,inert} \text{ [mg/l]}$ <ul style="list-style-type: none"> $S_{orgN,AN} = 2 \text{ mg/l}$ $S_{NH4,AN} = 0 \text{ mg/l}$ $S_{NO3,AN} = 0,8 \text{ bis } 0,6 S_{aerorgN,UW} \text{ [mg/l]}$ $X_{orgN,BM} = 0,07 \cdot X_{CSB,BM} \text{ [mg/l]}$ $X_{orgN,inert} = 0,03 \cdot (X_{CSB,inert,BM} + X_{CSB,inert,ZB}) \text{ [mg/l]}$ 						
O ₂ -Verbrauch für C-Abbau:	$OV_C = C_{CSB,abb,ZB} + C_{CSB,dos} - X_{CSB,BM} - X_{CSB,inert,BM} \text{ [mg/l]}$						
- Gesamt;	1) $OV_{C,ja,vorg} = f_{CSB} \cdot C_{CSB,abb,ZB} \cdot (1 - Y) + C_{CSB,dos} \cdot (1 - Y_{CSB,dos}) \text{ [mg/l]}$						
- Anteil „OV _C “ des leicht abbaubaren CSB, separat für vorgeschaltete und intermittierende Denitrifikation;	2) $OV_{C,ja,int} = C_{CSB,dos} \cdot (1 - Y_{CSB,dos}) \text{ [mg/l]}$, nur bei gezielter Dosierung in „Deniphase“						
- „Sauerstoffverbrauch“ in der Denitrifikationszone	1) $OV_{C,D} = 0,75 \cdot [OV_{C,ja,vorg} + (OV_C - OV_{C,ja,vorg}) \cdot (V_D/V_{BB})^{0,85}] \text{ [mg/l]}$, vorgeschaltete Denitrifikation 2) $OV_{C,D} = 0,75 \cdot [OV_{C,ja,int} + (OV_C - OV_{C,ja,int}) \cdot (V_D/V_{BB})] \text{ [mg/l]}$, intermittierende Denitrifikation mit gezielter Dosierung 3) $OV_{C,D} = 0,75 \cdot OV_C \cdot V_D/V_{BB} \text{ [mg/l]}$, simultane Denitrifikation						
	<ul style="list-style-type: none"> Faktor für Nitratatmung = 0,75. Erhöhte Atmung in der Denitrifikationszone bei vorgeschalteter Denitrifikation = $(V_D/V_{BB})^{0,85}$ $f_{CSB} = C_{CSB,ja,ZB}/C_{CSB,abb,ZB}$ (Anteil leicht abbaubaren CSB bei kommunalem Abwasser 0,15 - 0,25; Abweichungen sind nachzuweisen) 						
Vergleich von „O ₂ -Verbrauch“ und „O ₂ -Angebot“	$x = \frac{OV_{C,D}}{2,86 \cdot S_{NO3,D}}$						
	<table border="1"> <tr> <td style="background-color: #f8d7da;">x > 1</td> <td style="background-color: #d4edda;">x = 1</td> <td style="background-color: #f8d7da;">x < 1</td> </tr> <tr> <td style="background-color: #f8d7da;">$V_D/V_{BB} \downarrow$ bzw. $C_{CSB,dos} \downarrow$</td> <td style="background-color: #d4edda;">Bemessung \downarrow</td> <td style="background-color: #f8d7da;">$V_D/V_{BB} \uparrow$ bzw. $C_{CSB,dos} \uparrow$</td> </tr> </table>	x > 1	x = 1	x < 1	$V_D/V_{BB} \downarrow$ bzw. $C_{CSB,dos} \downarrow$	Bemessung \downarrow	$V_D/V_{BB} \uparrow$ bzw. $C_{CSB,dos} \uparrow$
x > 1	x = 1	x < 1					
$V_D/V_{BB} \downarrow$ bzw. $C_{CSB,dos} \downarrow$	Bemessung \downarrow	$V_D/V_{BB} \uparrow$ bzw. $C_{CSB,dos} \uparrow$					
	$\dot{U}S_a = \dot{U}S_{a,C} + \dot{U}S_{a,P}$						
	$TS_{BB} \text{ aus Bemessung NB (kg/m}^3\text{)}$						
	$V_{BB} = M_{TS,BB}/TS_{BB} = \dot{U}S_a \cdot t_{TS}/TS_{BB} \text{ (m}^3\text{)}$						

Abbildung 3-1: Bemessungsschema der Denitrifikation (DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016-06)

4 Durchführung

In diesem Kapitel werden die Betrieblichen Messungen und die Daten des Sondermessprogrammes ausgewertet. Basierend hierauf werden die Bemessungen für die Belebungsbecken und der Nachklärbecken durchgeführt.

4.1 Betriebliche Messungen

4.1.1 Abwassermengen

Die Erfassung der zulaufenden Abwassermenge erfolgt täglich im Zulauf zum Rechen. Aufgrund der Tatsache, dass es sich bei dem Kanalnetz um eine Mischwasserkanalisation handelt, wird auf der Anlage eine Messung des Niederschlags durchgeführt. Durch das große Anschlussgebiet, bedingt durch die ländliche Umgebung, ist die Messung des Niederschlags an nur einer Stelle nicht aussagekräftig genug, um von der Niederschlagsmenge auf die zusätzliche Zulaufmenge schließen zu können.

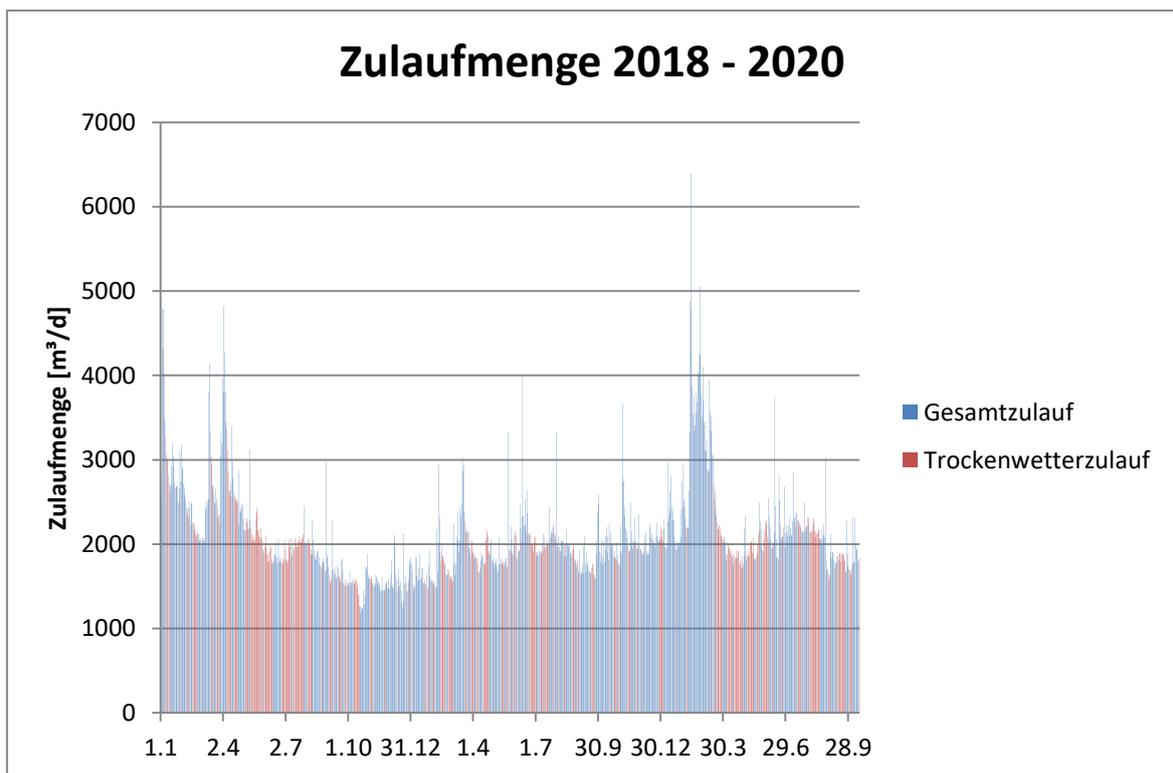


Abbildung 4-1: Zulaufmenge 2018 – 2020

Die Abwassermenge liegt an Tagen mit Niederschlag im Mittel bei $2166 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}$,
 wohingegen der Mittelwert für die Trockenwettertage bei $1981 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}$ liegt.

Die maximale Zulaufmenge von $6397 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}$ war ein einmal einmaliges Ereignis, der
 nächsthöhere gemessene Wert lag knapp bei über $5000 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}$, wie der Abbildung 4-1 zu
 entnehmen ist. Die maximale Zulaufmenge der Trockenwettertage lag Anfang April
 2018 nach einer längeren Zeit mit hohen Zulaufmengen von über $3000 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}$. Es ist
 davon auszugehen, dass diese hohen Zulaufmengen und in Kombination mit den
 Niederschlagsereignissen zu einem längeren Regennachlauf geführt haben.
 Um stärkere Regenereignisse auf der Anlage besser Abpuffern zu können, gibt es
 auf der Anlage ein Ausgleichsbehälter, dieser wird jedoch erst ab einer gewissen
 stündlichen Zulaufmenge eingesetzt (Willhöft, 2020). Der Ausgleichsbehälter gleicht
 demnach vor allem stärkere Regenereignisse aus, jedoch keine schwankenden
 Tageszuläufe oder Zuflüsse aus geringem Niederschlag.
 Für die Bemessung wird die Zulaufmenge nicht nur nach den Trockenwettertagen
 bemessen, sondern für den Mittelwert von allen Tagen. Somit wird der Einfluss des
 Niederschlags mit berücksichtigt.

Das Zentratwasser aus der Schlammentwässerung hat hierbei keinen Einfluss auf
 die Zulaufmenge, da dies direkt der Vorklärung hinzugeführt wird, wie am
 Fließschema zu erkennen ist.

Tabelle 4-1: Abwassermengen

$\frac{\text{m}^3}{\text{d}}$	$Q_{\text{d,konz}}$	Q	Q_{T}
	Zulaufmenge	Zulaufmenge an nicht Trockenwettertagen	Zulaufmenge bei Trockenwetter
Mittelwert	2102	2166	1981
Min	1189	1189	1266
Max	6397	6397	3364
85%-Wert	2481	2671	2210

4.1.2 Temperatur

Die Abwassertemperatur im Belebungsbecken hat einen hohen Einfluss auf die Aktivität der Mikroorganismen im Belebungsbecken und somit auf die Eliminierungsrate der ankommenden Frachten. Diese wird täglich in den Belebungsbecken der Anlage gemessen und ist in der Abbildung 4-2 dargestellt. Die Abbildung zeigt hierbei einen gleitenden 14 Tage Mittelwert.

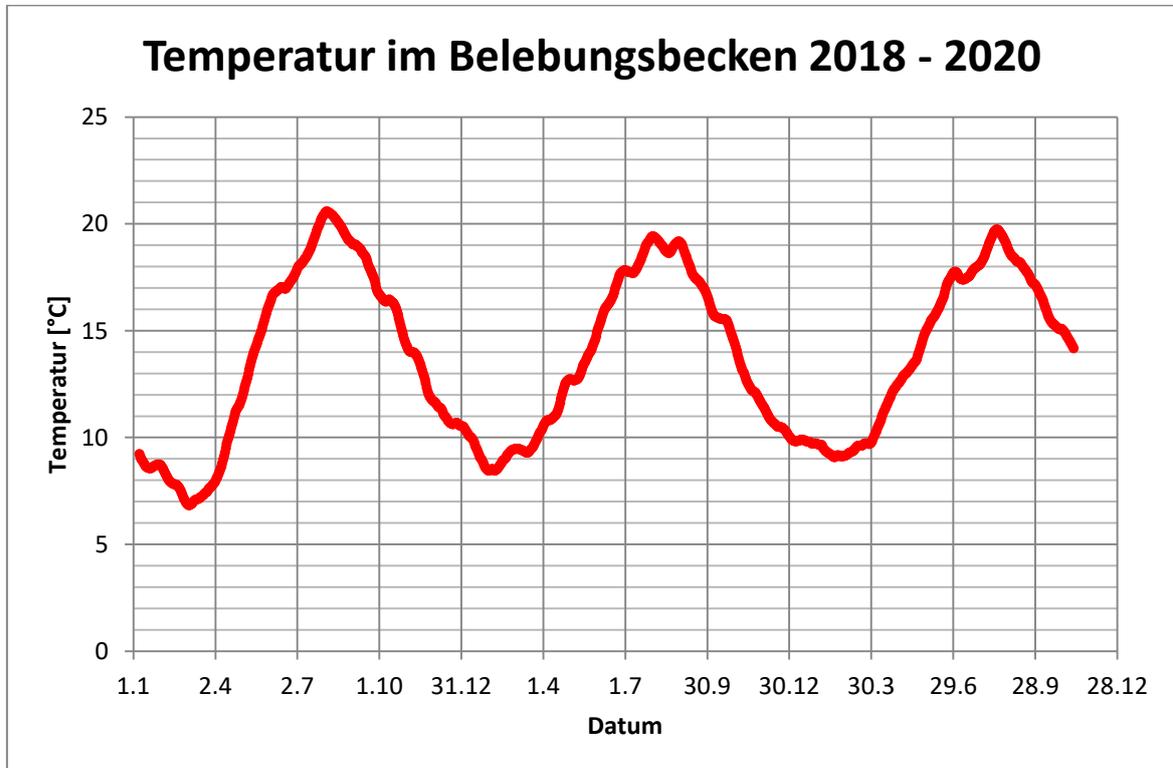


Abbildung 4-2: Temperatur im Belebungsbecken 2018 - 2020

Der sinusförmige Temperaturverlauf spiegelt sehr gut den Jahresgang wieder. Die niedrigsten Temperaturen sind immer im Februar oder Anfang März und die höchsten Temperaturen immer im Juli oder August. Die Unterschreitung der Abwassertemperatur von 10 °C geschieht immer ungefähr für ein Quartal. Auffällig im Temperaturverlauf ist das die Abwassertemperatur, insbesondere im 1. Quartal 2018 weit unter die 8 °C fällt.

Dies ist für die Nitrifikation von hoher Bedeutung, da diese durch sinkende Temperaturen immer stärker eingeschränkt wird und somit auch das Wachstum reduziert wird. Die Gefahr hierbei ist ein Verlust an Nitrifikanten durch ausschwemmen bis zu dem Zusammenbruch der Nitrifikation.

4.1.3 Frachten

Die Zulaufmengen zur Kläranlage stellen dar, wie groß die Belastung des Abwassers ist und anhand dessen die Größenordnung der Kläranlage bestimmt werden kann. Im Dezember 2019 und Januar 2020 war der Probenehmer defekt, weshalb es für diesen Zeitraum keine Messungen gibt.

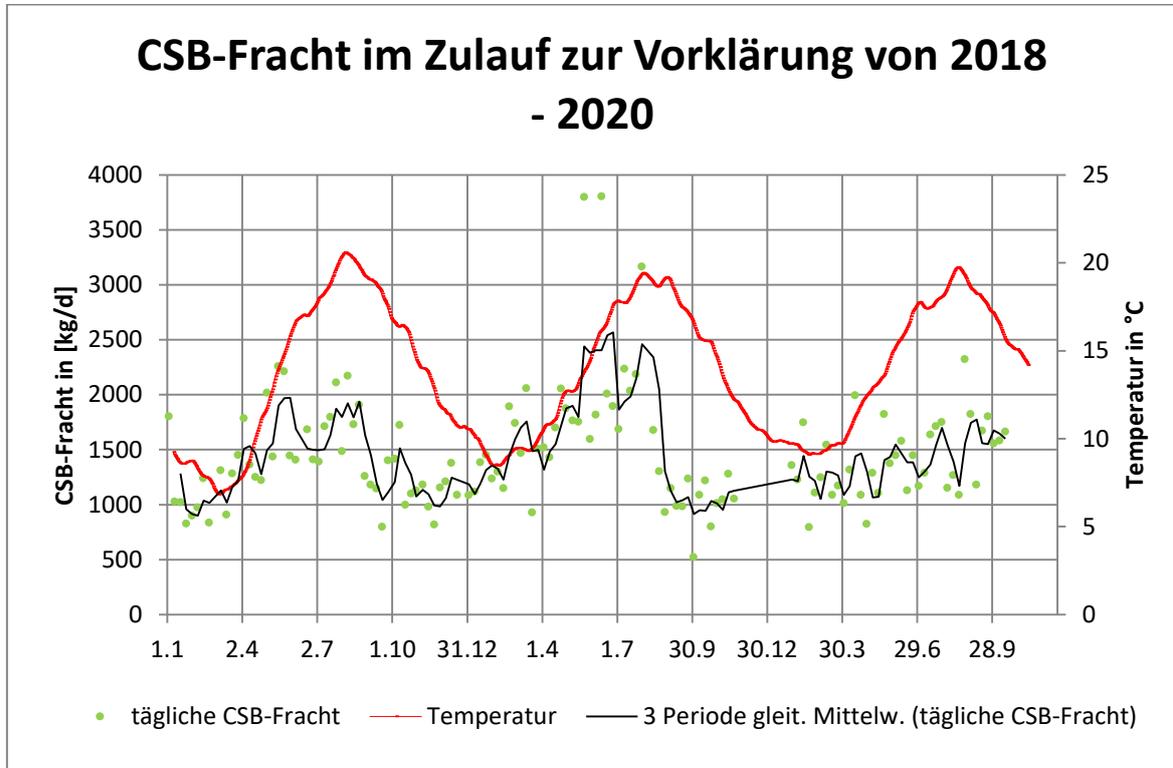


Abbildung 4-3: CSB-Fracht im Zulauf zur Vorklärung von 2018 – 2020

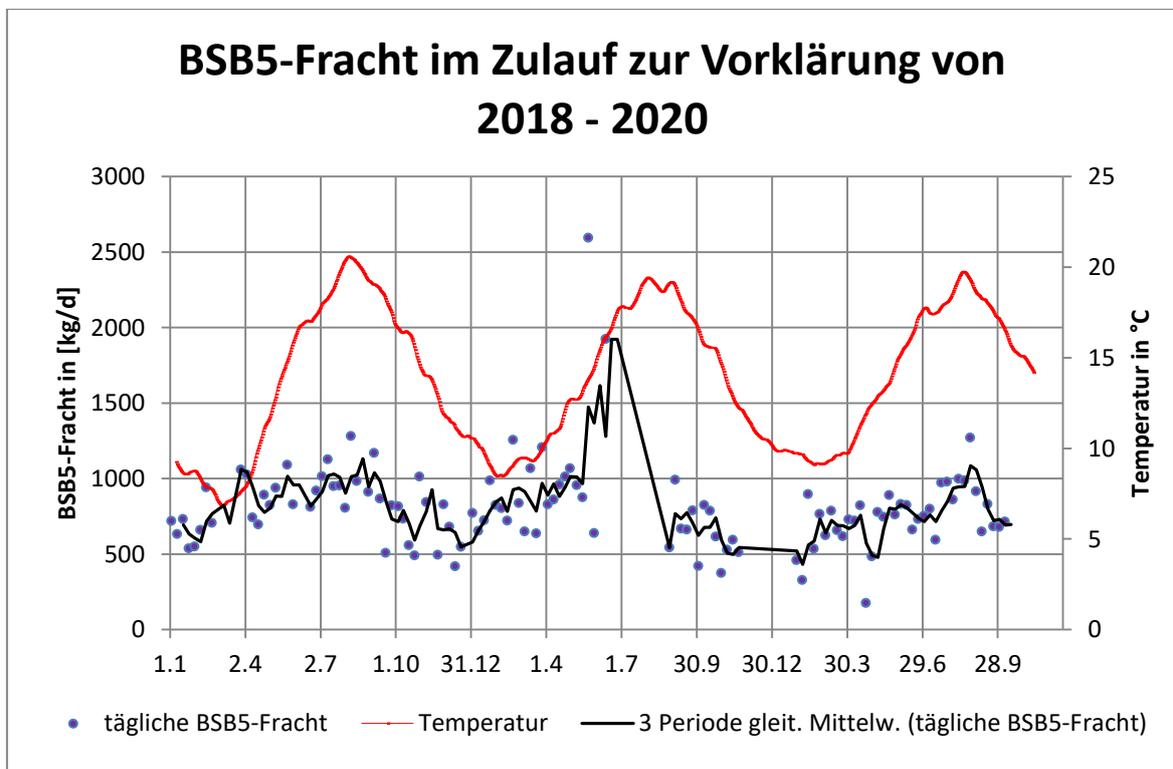


Abbildung 4-4: BSB5 - Fracht im Zulauf zur Vorklärung von 2018 - 2020

Wie in Abbildung 4-3 gut zu erkennen ist, liegt bei der CSB-Fracht ein Jahresgang vor, welcher sich ungefähr jedes Jahr wiederholt. Die höchsten Werte werden immer im Zeitraum vom Mai bis September gemessen, wobei öfters einzelne Werte geringer sind und dabei eher dem Mittelwert entsprechen. Dies lässt auf einen Saisonbetrieb schließen, welcher vom Tourismus abhängig ist. Dies würde auch die verhältnismäßig geringen Werte in diesen Zeitraum für 2020 durch die Covid-19-Pandemie erklären. Auffällig sind zudem die hohen Messwerte am 22.05.2019 und 12.06.2019 insbesondere für CSB-Fracht und die anderen Parameter. Die Ursache hierfür könnte der Saisonbetrieb im Zusammenhang mit Starkregenereignissen sein, da auf der Anlage ein Niederschlag für diese Tage von 57 mm und 68 mm registriert wurde. Eine gesicherte Ursachenfeststellung ist im Nachgang und aufgrund der Datenlage nicht möglich.

Aufgrund des ausgeprägten Jahresgangs kann durch den Saisonbetrieb ein Sonderlastfall vorliegen, welcher wie folgt behandelt werden muss.

„Wenn das Monatsmittel der Phase mit höherer oder geringerer Belastung um mehr als 20% vom Jahresmittel abweicht, sind die Daten getrennt für typische Zeiträume des Jahres auszuwerten.“ (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2003-04, S. 22)

Nach dieser Definition, welche sich auf die CSB-Fracht bezieht, liegt ein Sonderlastfall für die Monate von Mai bis Juli für die Jahre 2018 und 2019 vor. Im Jahr 2020 liegt dagegen kein Sonderlastfall vor. Es ist jedoch davon auszugehen, dass in Zukunft die Sonderlastfälle wieder auftreten.

Dieser ausgeprägte Jahresgang spiegelt sich nicht bei der BSB₅-Fracht wieder. Die Schwankungen im Jahresverlauf sind zwar erkennbar, allerdings nicht sehr ausgeprägt. Zudem fehlen die Messwerte der BSB₅-Konzentration vom Juni, Juli und August für 2019, wodurch der Graph für den gleitenden Mittelwert in diesen Zeitraum verfälscht wird.

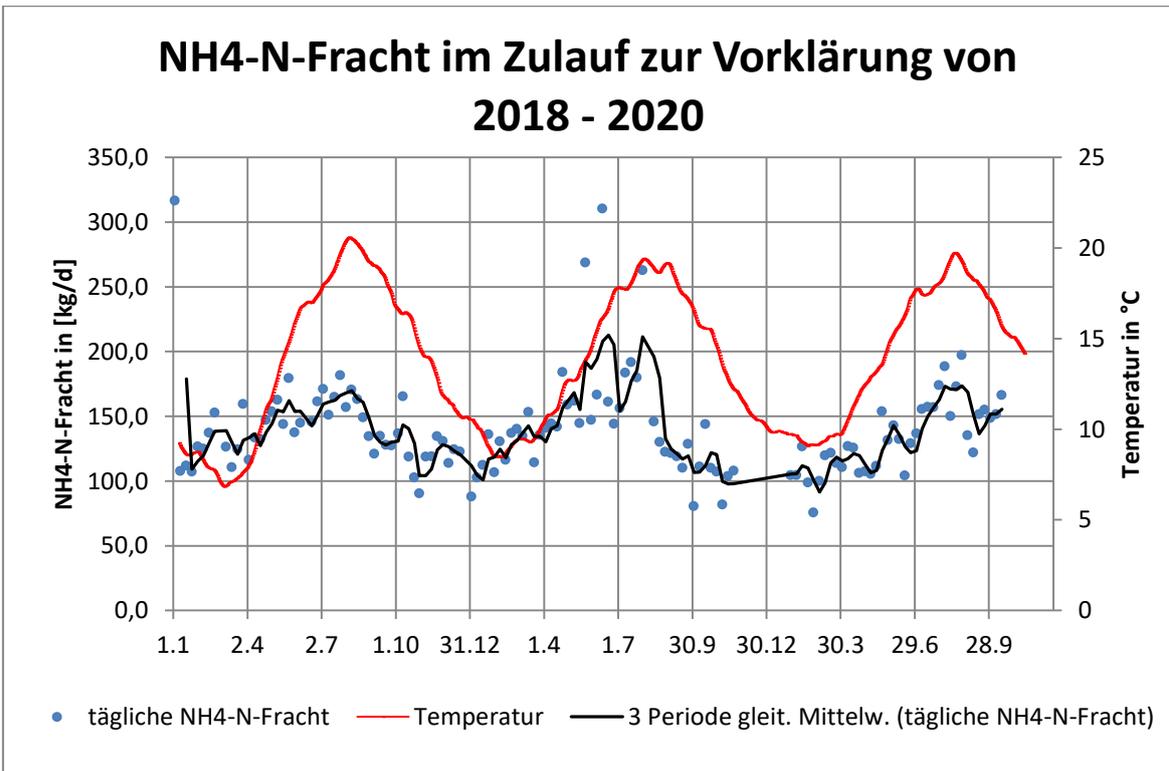


Abbildung 4-5: NH₄-N - Fracht im Zulauf zur Vorklärung von 2018 – 2020

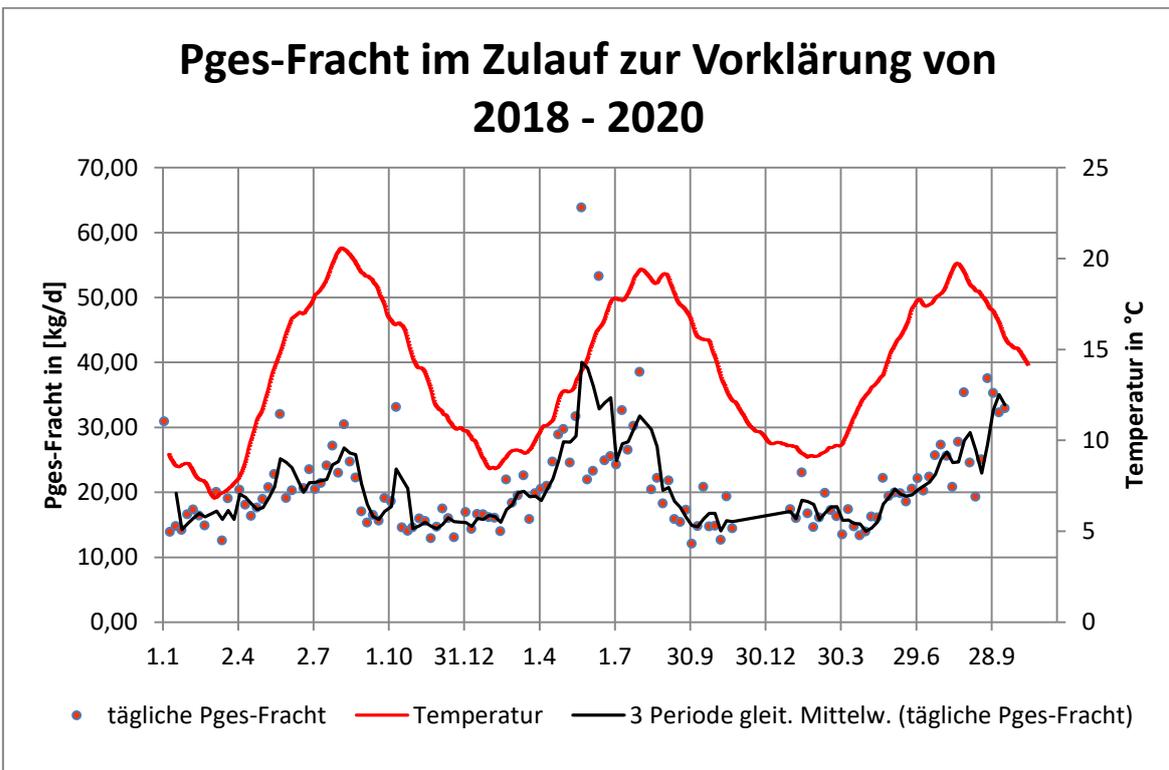


Abbildung 4-6: Pges - Fracht im Zulauf zur Vorklärung von 2018 - 2020

Anhand der Frachtverläufe für Ammonium und Phosphat-Gesamt sind die Ganglinien wie bei der CSB-Fracht sehr ausgeprägt. Im Gegensatz dazu ist eine mögliche Saisonlast für 2020 gut erkennbar, wenn auch zeitlich um ca. 3 Monate verschoben. Jedoch wurde für das Jahr 2020 keine Saisonlast festgestellt, wodurch die Belastung für den Lastfall 1, welcher das gesamte Jahr ohne den Sonderlastfall repräsentiert, durch diese hohen Frachten die Werte größer ausfallen. Aufgrund der Bemessung nach den 85% -Werten wirkt sich dies zudem noch stärker aus als wenn diese nach den Mittelwerten erfolgen würde.

Auffällig bei der NH₄-N – Fracht sind die vereinzelt hohen Frachten im 1. Quartal 2018, welche sich nicht in den anderen Parametern widerspiegeln. Die Ursache für diese hohen Frachten liegt in der gemessenen Ammoniumkonzentration, welche im Kontext zu den Zulaufmengen ungewöhnlich hoch sind. Die Ursache hierfür lässt sich Nachgang nicht plausibel erklären. Dies gilt auch für den besonders hohen Messwert Anfang Januar 2018.

Aus den Zulauffrachten ergeben sich die folgenden Mittelwerte und 85 %-Werte der einzelnen Parameter. Auffällig ist hierbei, dass bei allen Parametern der Mittelwert von der saisonalen Belastung höher ist als der 85 %-Wert von dem Rest des Jahres. Hierdurch zeigt sich deutlich der Unterschied zwischen diesen Zeiträumen.

Die Einwohnerwerte(EW) werden aus den Einwohnergleichwerten(EGW) für Rohabwasser, der jeweiligen Parameter und den dazugehörigen 85 %-Werten berechnet. An den Einwohnerwerten wird deutlich, dass die Belastung der Anlage im Jahr bei ca. 15.000 EW liegt und in der Saison auf ca. 20.000 – 25.000 EW ansteigt.

Tabelle 4-2: Einwohnerwerte und Fracht des Rohabwassers

	CSB [kg/d]		BSB ₅ [kg/d]		P _{ges} [kg/d]		NH ₄ -N [kg/d]	
	Saison	Jahr	Saison	Jahr	Saison	Jahr	Saison	Jahr
Mittelwert [kg/d]	2024	1324	1096	763	28	19	175	131
85%-Wert [kg/d]	2348	1737	1604	985	33	25	199	155
EGW [g/(EW*d)]	120*	120*	60*	60*	1,8*	1,8*		
EW (85%-Wert)	19565	14479	26741	16420	18439	13731	-	-

* (DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016-06, S. 27)

4.2 Sondermessprogramm

Bei der Messung im Zulauf zur Vorklärung werden zwar alle Parameter gemessen, welche für den Betrieb der Anlage erforderlich sind, jedoch werden dabei nicht alle Messwerte erfasst, welche für die Bemessung eines Belebungsbeckens notwendig sind. Zudem ist die Bemessung eines Belebungsbeckens am aussagekräftigsten, wenn die zulaufenden Frachten zum Belebungsbecken für die Bemessung verwendet werden. Die Reduzierungswirkung der Vorklärung kann zwar über Literaturwerte abgeschätzt werden, jedoch kann diese durch die spezifische Zusammensetzung des Abwassers schwanken. Mittels der Daten aus dem Sondermessprogramm soll die Reduzierungswirkung anlagenspezifisch ermittelt werden und die fehlenden Bemessungswerte über Leitparameter nachbestimmt werden können.

Tabelle 4-3: Frachten des Sondermessprogramms und der betrieblichen Messung im Zulauf der Vorklärung

Betriebliche Messung (August – April)			
	CSB [kg/d]	P [kg/d]	NH4-N [kg/d]
Mittelwert	1324	19	131
85%-Wert	1737	25	155
Sondermessprogramm			
	CSB [kg/d]	P [kg/d]	NH4-N [kg/d]
Mittelwert	1427	20	120
85%-Wert	1638	24	131

Für einen Vergleich der Messungen sind Kennwerte der Parameter, welche sowohl im Sondermessprogramm als auch der betrieblichen Messung gemessen wurden, gegenübergestellt. Bei allen Kennwerten handelt es sich um die Zulauffrachten zur Vorklärung, welche außerhalb der Sonderlastfälle gemessen wurden.

Bei einem Vergleich der Werte für Phosphat fällt auf dass diese sehr nah beieinander liegen, wobei der Mittelwert des Sondermessprogramms größer ist als der Mittelwert der betrieblichen Messung und es bei den 85 %-Werten anders rum ist.

Diese geringen Abweichungen sind damit zu erklären, dass die Frachten für diesen Parameter im Bezug zum CSB nicht groß sind.

Bei den Werten für Ammonium hingegen sind die Werte des Sondermessprogramms deutlich kleiner, wobei die Differenz des Mittelwerts unter 10 % liegt. Die 85 %-Werte hingegen weichen deutlich stärker voneinander ab, was zurückgeführt werden kann auf die Übergänge kurz vor und nach der Saisonlasten und der verzögerte Anstieg im Jahr 2020.

Bei der CSB-Fracht hingegen ist der Mittelwert vom Sondermessprogramm größer als von den betrieblichen Messungen, liegt dabei allerdings unter dem

Schwankungswert von 10 %. Beim 85 %-Wert hingegen ist dies genau umgekehrt, wobei auch hier die Abweichung der Werte zueinander unter 10 % liegt.

Basierend auf den Zu- und Ablaufwerten der Vorklärung im Sondermessprogramm wurden Reduzierungsfaktoren ermittelt, welche in Tabelle 4-4 mit aufgeführt sind. Im Folgenden wird geprüft, ob diese Reduzierungsfaktoren realistisch für eine Vorklärung sind und sich als Faktoren eignen, um die Ablaufwerte der Vorklärung aus den betrieblichen Messwerten nach zu bestimmen.

Als Vergleich werden Reduzierungsfaktoren herangezogen, die auf den Werten der Tabelle 1 der ATV-DVWK-A 198 basieren. In dieser Tabelle werden Reduzierungen einzelner Parameter pro Einwohnerfracht nach der Aufenthaltszeit in der Vorklärung aufgeführt. Während des Sondermessprogramms wurde der Zufluss nur als täglicher Wert ermittelt und nicht die stündlichen Zuflüsse. Die durchschnittliche Aufenthaltszeit in der Vorklärung während des Sondermessprogramms kann daher mit der folgenden Berechnung abgeschätzt werden:

$$Q_h = \frac{Q_{d,konz,Sondermessprogramm}}{24h} = 68,2 \frac{m^3}{h} \quad 10$$

$$t_{VKB} = \frac{V_{VKB}}{Q_{T,2h,max}} = \frac{229,50 m^3}{68,2 \frac{m^3}{h}} = 3,37 h \quad 11$$

Die durchschnittliche Aufenthaltszeit im Vorklärbecken bei dem 85 %-Wert des Zuflusses für den Zeitraum des Sondermessprogramms liegt bei 3,4 Stunden.

Tabelle 4-4: Reduzierungsfaktor durch die Vorklärung [ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2003-04, Tabelle 1(bearbeitet)]

	Ermittelten Reduzierungsfaktoren [%]	Reduzierungsfaktor bei einer Aufenthaltszeit bei $Q_{T,2h,max}$ von 1,5 – 2,0 h [%]
C_{CSB}	33	33
X_{TS}	71	64
C_{TKN/TN_b}	4	10
C_P	22	10
S_{CSB}	-6	-
C_{NH_4-N}	1	-

In Tabelle 4-4 sind die gemittelten Reduzierungsfaktoren der einzelnen Frachten aus dem Sondermessprogramm, denen aus der Literatur gegenübergestellt. Die Literaturwerte geben jedoch nur einwohnerspezifische Frachten dieser Parameter an, welche an 85 % der Tage unterschritten werden und somit dem 85 % Wert entsprechen. Für eine bessere Vergleichbarkeit werden die Reduzierungen der einwohnerspezifischen Frachten als Prozentzahlen in Tabelle 4-4 dargestellt.

Zudem ist die berechnete Aufenthaltszeit wesentlich höher als die Angegebene in der Tabelle, weshalb die ermittelten Reduzierungsfaktoren größer sind als die Vergleichswerte.

Des Weiteren wird in den Literaturwerten die Stickstoffmenge nur als Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) angegeben. In der Vorklärung herrschen jedoch anoxische Verhältnisse, weshalb die Annahme getroffen werden kann, dass der TKN und der TN_b Wert beide gleich groß sind.

Der ermittelte Reduzierungsfaktor für die CSB-Fracht stimmt mit denen der Literatur überein.

Die gemessene Abscheidung der Feststoffe ist dagegen deutlich höher als bei den Literaturwerten. Eine Erklärung hierfür könnte die hohe Aufenthaltszeit im Vorklärbecken sein, da somit insbesondere für die Feststoffe eine größere Reduzierung erreicht wird. Zudem steigt der Anteil der gelösten CSB-Fraktion, was zeigt, dass sich ein Teil der Feststoffe zersetzen und in eine gelöste Form übergehen, die CSB Gesamtkonzentration wird hierdurch nicht beeinflusst.

Auffällig ist auch die hohe Phosphat- und die geringe Stickstoffreduzierung. Eine Erklärung für die geringe Reduzierung des Stickstoff Parameters ist, dass die Schlammwässer aus der Schlammentwässerung direkt der Vorklärung zugeführt werden und somit nicht bei der Zulaufmessung der Vorklärung berücksichtigt werden.

Jedoch werden die Frachten aus den Schlammwässern in der Ablaufmessung der Vorklärung mit erfasst und wirken sich daher auf den Reduzierungsfaktor aus. Die Schlammwässer werden somit in der täglichen Fracht im Ablauf der Vorklärung mit berücksichtigt. Allerdings muss auch noch berücksichtigt werden, dass sich die Schlammwässer insbesondere auf die Stickstoffstoßbelastung auswirken.

Eine Alternative zu dieser Vorgehensweise wäre die Ermittlung von der Schlammwasserfracht, um somit auch die Spitzenbelastung besser abschätzen zu können, dies ist allerdings aufgrund von fehlenden Daten nicht möglich.

Beim Phosphat liegt die ermittelte Reduktion weit über dem angegebenen theoretischen Wert, dieser theoretische Wert entspricht einem Minimalwert in der Phosphorbilanz. In einer Studie über die Phosphorbilanzen von Kläranlagen in Niedersachsen wird die Abscheideleistung der Vorklärung auf Phosphate, basierend auf die Reduzierung der absoluten Werte mit 10 – 25 % angegeben. Bei Anlagen mit gezielter P-Elimination wird jedoch immer vom minimalen Wert ausgegangen (Beier & et al., 2016, S. 5).

Eine weitere Erklärung für die hohe Reduktion besteht darin, dass die Dosierung der Aluminiumsalze zu hoch eingestellt ist. Dies würde dazu führen, dass die Salze durch die Schlammwässerung zum Teil in die Vorklärung gelangen und dort Phosphat ausgefällt wird. Die genaue Ursache müsste jedoch im Rahmen einer weitergehenden Anlagenuntersuchung überprüft werden.

4.3 Bestimmung der Ablaufwerte von der Vorklärung

Basierend auf den Verhältnissen und Reduzierungen, die durch das Sondermessprogramm ermittelt wurden, werden die Ablauffrachten der Vorklärung festgelegt. Wie bereits festgestellt, müssen diese zwischen der Saisonlast und dem Rest des Jahres unterschieden werden. Gemäß der Vorgaben durch die ATV-DVWK-A 198, muss die Belebungsanlage nach den 85 Perzentil Werten bemessen werden (ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2003-04, S. 25). Hiermit ist auch verbunden, dass die Bemessung nur für die niedrigste und höchste Temperatur erfolgen muss.

Im Regelfall wird eine Belebungsanlage für 3-4 Lastfälle bemessen. Lastfall 1 bemisst die Anlage für die Frachten im Temperaturbereich zwischen 12 und 20 °C. Lastfall 2 für Temperaturen, die kleiner gleich 10 °C sind, um zu prüfen, ob die Nitrifikation zusammenbricht.

Lastfall 3 bemisst die Auslegung der Belüftung für die Temperaturen über 20 °C und der Lastfall 4 sind die eventuellen Sonderlastfälle mit der dazugehörigen Temperatur. Hieraus folgt das die Lastfälle 1 und 2 zusammengelegt werden können, da die Bemessung für die niedrigste Temperatur erfolgen muss. Die Bemessung der höchsten Temperatur fällt zusammen mit dem Sonderlastfall, weshalb die Frachten für Lastfall 3 dem des Sonderlastfalls entsprechen.

(ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2003-04, S. 25)

Die Frachten und Lastfälle sind in der folgenden Tabelle 4-5 aufgeführt.

Tabelle 4-5: Bemessungsfrachten und -werte

	Lastfall 1 + 2	Lastfall 3
Parameter	Jahr (August – April)	Saison (Mai – Juli)
$Q_{d,konz}$	2117 m ³ /d	2032 m ³ /d
$Q_{T,2h,max}$	163 m ³ /h	156 m ³ /h
B_{CSB}	1168 kg/d	1755 kg/d
$B_{S,CSB}$	604 kg/d	907 kg/d
B_{XTS}	313 kg/d	470 kg/d
B_{TNb}	191 kg/d	270 kg/d
B_{NH4-N}	155 kg/d	218 kg/d
$B_{P_{ges}}$	19 kg/d	27 kg/d
Temperatur	10 °C	17 °C
f_C	1,3	1,5
f_N	1,8	1,9
PF	1,5	1,55

Die tägliche Abflussmenge (Q_d) wurde für alle Tage von Januar 2018 bis Mitte Oktober 2020 bestimmt und entsprechend der Lastfallzeiträume unterteilt. Die Stoßbelastung ($Q_{T,2h,max}$) wurde auf der Anlage nicht ermittelt und muss daher über eine Berechnung abgeschätzt werden.

$$Q_{T,2h,max} = \frac{24 \cdot Q_{S,aM}}{x_{Qmax}} = \frac{24 \cdot Q_{d,konz}}{13h} \quad 12$$

Der Wert für x_{Qmax} wird mit 13 angenommen, welcher grafisch abgelesen wurde und in dem möglichen Wertebereich von 16-13 lag. Die Ergebnisse der Berechnung sind in der Tabelle 4-5 aufgeführt.

Die Parameter der Abfiltrierbaren Stoffe, der gelösten CSB und der gesamte gebundene Stickstoff wurden die betrieblichen Messungen nicht erfasst, weshalb sie über Leitparametern nachbestimmt wurden. Als Leitparameter für die gelösten CSB und Abfiltrierbaren Stoffe wurde der CSB verwendet. Der gesamte gebundene Stickstoff wurde mittels der Ammoniumfrachten bestimmt.

Die Stoßbelastungen für Kohlenstoff und Stickstoff wurden durch das Sondermessprogramm nicht mit erfasst. Die Stoßbelastungen können sich unterschiedlich zueinander verhalten, weshalb sie getrennt betrachtet werden müssen. Die Stoßbelastung für Kohlenstoff wurde nach der folgenden Formel bestimmt.

$$f_c = \frac{B_{CSB,ZB,max}}{B_{CSB,ZB,85\%-Wert}}$$

Der Stoßfaktor für Stickstoff (f_N) würde nach dem Prinzip der Formel 13 bei $f_{N,Jahr} = 1,7$ und $f_{N,Saison} = 1,4$ liegen. Auffällig ist hierbei der besonders niedrige Stickstoff Stoßfaktor. Dieser fällt deswegen so niedrig aus, da die Frachten in der Saison generell größer ausfallen und somit die Schwankungen kleiner werden. Gerade aber zu Beginn der Saison, wo die TN_b -Fracht erst ab Mitte bis Ende April steigt, können höhere Stoßbelastungen auftreten. In diesem Zeitraum stellt sich die Biologie jedoch erst noch auf die Saisonlasten ein. Zu Beginn der Saison können daher die Schwankungen noch größer ausfallen und entsprechen mehr den Schwankungen außerhalb der Saison, wie an der Abbildung 4-5 zu erkennen ist. Daher kann der Stoßfaktor der Saison gleich dem außerhalb der Saison angesetzt werden. In beiden Fällen wird der Einfluss der Stoßbelastung durch die Schlammwässer nicht vollständig berücksichtigt, welche gerade in dem Zeitraum der Saisonbelastung einen hohen Einfluss haben kann. Der Einfluss wird jedoch dadurch verringert, da auf der Anlage ein Zentralspeicher vorhanden ist, welcher die Schlammwässer zwischenspeichern kann. Somit ist es möglich, die Schlammwässer außerhalb der Stoßzeiten von der Stickstoffbelastung dosiert zuzugeben.

Der Einfluss wirkt sich somit nur geringfügig auf den Stoßfaktor aus, weshalb dieser für das Jahr auf $f_{N,Jahr} = 1,8$ angesetzt wird und für die Saison aufgrund der höheren Frachten mit $f_{N,Saison} = 1,9$ beziffert werden kann.

Der Prozessfaktor, welcher sich hieraus nach der Tabelle 3 in der DWA-A 131 ergibt, liegt somit für das Jahr bei 1,5 und für die Saison unter der Annahme eines linearen Verhaltens im Bereich dazwischen bei 1,55 (DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016-06, S. 31).

4.4 Nachbemessung der Anlage

Im Folgenden wird eine Nachbemessung der biologischen Stufe von der Kläranlage Lütjenburg durchgeführt. Die biologische Stufe der Kläranlage Lütjenburg besteht aus zwei Intermittierenden Belebungsbecken mit einem Volumen von 907 m³ und 1700 m³ und zwei Nachklärbecken mit einem Fassungsvermögen von je 700 m³ (Anhang 9).

Die Nachbemessung wird sowohl mit den Formeln aus dem Arbeitsblatt der DWA-A 131 berechnet, welche in Excel dargestellt sind, als auch mit dem Berechnungsprogramm Belebungs-Expert der DWA. Bei den Ergebnissen der beiden Methoden kann es zu Abweichungen von Werten kommen, was daran liegt, dass einige Faktoren durch Belebungs-Expert anders festgelegt werden als im DWA Arbeitsblatt. Die Ursache hierfür ist das Belebungs-Expert sich nicht nur auf das

DWA-A 131 Arbeitsblatt bezieht sondern auch andere Arbeitsblätter der DWA berücksichtigt.

Belebungs-Expert berechnet das benötigte Volumen der Belebungsbecken und den Nährstoffbedarf, um ein gewünschtes Aufreinigungsziel zu erreichen, dabei werden verschiedene Lastfälle im Zusammenhang mit den Temperaturen betrachtet. Diese Berechnung wird auch mittels der Exceltabellen errechnet, jedoch immer nur für einen Lastfall und unter den benötigten Anpassungen der Berechnungen.

Für die Nachbemessung werden die Werte aus Tabelle 4-5 verwendet.

Der ISV Wert wird für die Nachbemessung zunächst, basierend auf den Angaben der Kläranlage, mit 60 angenommen (Willhöft, 2020).

Der mittlere TS_{BB} Gehalt liegt bei $4,87 \text{ kg/m}^3$ und wird als Nachbemessungswert verwendet, falls ein höherer Wert möglich ist. Die Eindickzeit der Nachklärung wird mit 2 h angenommen.

Die gesamte Nachbemessung über die Excel Tabelle ist im Anhang 2 aufgeführt und die Ergebnisse in Tabelle 4-6 zusammengefasst.

Aus der Bemessung mittels der Excel Tabelle geht hervor, dass der $TS_{BB, \max}$ bei $6,05 \text{ kg/m}^3$ liegen kann und somit deutlich größer ist als der gewählte TS_{BB} von $4,87 \text{ kg/m}^3$. In einer bestehenden Anlage kann der TS_{BB} nur so hoch sein, wie es die Nachklärung und die Absetzeigenschaften des Schlammes zulassen. Die Absetzeigenschaften des Schlammes werden durch den empirisch ermittelten ISV Wert beschrieben. Für die Nachklärung ist hierbei entscheidend, dass sich der Schlamm soweit absetzen kann um bei Stoßbelastungen mindestens eine Klarwasserhöhe von 0,5 m aufrecht zu halten, um somit die Verhinderung eines Schlammabtriebs zu gewährleisten.

Über die festen Parameter der Gesamthöhe und der Fläche des Nachklärbeckens, können alle weiteren Parameter im Rahmen der zulässigen Werte bestimmt werden. Somit würde die Umsetzbarkeit des jeweiligen TS_{BB} für eine bestehende Nachklärung nachgewiesen werden.

Die Iteration hat ergeben, dass ein Denitrifikationsvolumenverhältnis von 0,77 benötigt werden würde um die Belebungsbecken ohne eine zusätzliche Kohlenstoff Quelle zu betreiben. Jedoch wird durch das Regelwerk vorgeschrieben, dass das Denitrifikationsvolumenverhältnis zum gesamten Belebungsbecken nicht größer als 0,6 sein soll. Bei einem Verhältnis von 0,6 müsste daher im Durchschnitt des Tags 95 mg/l Methanol zu dosiert werden, um die gewünschte Denitrifikation zu erreichen. Diese benötigte Methanolkonzentration gilt für eine Belastung nach den 85 %-Werten. Mit dieser Dosierung ist es möglich, eine Ablaufkonzentration von 8 mg/l für Nitrat erreichen. Für die Berechnung wurde die Nitrit- und Ammoniumkonzentration

im Ablauf von null angesetzt, wodurch die Ablaufkonzentration der Anorganischen Stickstoffe gleich der Nitratlaufkonzentration ist.

Das Volumen des benötigten Belebungsbeckens liegt dabei bei 1912 m³ und sinkt im Sonderlastfall auf 1534 m³, wobei auch der Bedarf an zudosiertem Methanol wesentlich steigt. Der Grund für das geringere Beckenvolumen und dem höheren Bedarf an Kohlenstoff ist, dass die Mikroorganismen bei höherer Temperatur aktiver sind und auch schneller wachsen. Sowohl für das Wachstum als auch für den Umwandlungsprozess wird von den Mikroorganismen Kohlenstoff verarbeitet. Hierdurch sinkt die Umsatzdauer für die Aufreinigung so stark, dass trotz der höheren Schlammproduktion das benötigte Volumen sinkt. Maßgebend bei einem Vergleich ist das Volumen aus Lastfall 1, dieses liegt unter dem vorhandenen Volumen von 2607 m³ und hat damit somit Reserven.

Die Ergebnisse aus den Bemessungen durch die Excel Tabelle und mittels Belebungs-Expert sind der Tabelle 4-6 zusammengefasst.

Die Bemessung durch Belebungs-Expert erfolgt für 3 verschiedene Lastfälle bei dem jeder Lastfall einen anderen Fokus besitzt.

In Lastfall 1 wird das Volumen des Belebungsbeckens bemessen, welches für die vorgegebenen Bedingungen notwendig ist.

In Lastfall 2 wird nachgewiesen ob das Beckenvolumen bei niedrigen Temperaturen ausreicht, damit die Nitrifikanten nicht ausgeschwemmt werden und diese somit nicht zusammenbricht. Belebungs-Expert geht bei diesem Lastfall davon aus, dass die Ablaufwerte für anorganischen Stickstoff nicht eingehalten werden müssen.

In Lastfall 3 wird der Sauerstoffbedarf bei hohen Temperaturen ermittelt, welcher der Nitrifikation zugeführt werden muss. Dies liegt daran, dass die Nitrifikanten bei höheren Temperaturen stärker wachsen und gleichzeitig die Maximalmenge an gelöstem Sauerstoff mit steigender Temperatur abnimmt. Die Menge der zuzuführende Luftmenge und somit des Sauerstoffs, ist dadurch in diesem Lastfall am höchsten.

Das Ergebnis der Nachbemessung durch Belebungs-Expert ergab, dass bei einem TS_{BB} von 4,87 kg/m³ ein Belebungsbeckenvolumen von 1988m³ benötigt wird.

Der Verbrauch an Methanol wird im Lastfall 1 mit 75 mg/l für die Bemessung angegeben, im Sonderlastfall steigt dieser Verbrauch durch die höheren Frachten auf 125 mg/l. Im Lastfall 2 wird dagegen kein Methanol zudosiert, da die Nitratlaufwerte nicht eingehalten werden müssen. In Lastfall 1 und 3 hingegen sollen die Ablaufwerte für den gewählten Ablaufwert eingehalten werden, wodurch es auch möglich ist, die benötigten Methanol Konzentrationen zu vergleichen.

Der tägliche Sauerstoffverbrauch, welcher einzutragen ist, liegt maximal bei 1681 kg/d und hat einen Spitzenlastanfall von 217,7 kg/h.

Bei einem Vergleich von verschiedenen Varianten ist dies ein Faktor, der ebenfalls mit betrachtet werden muss, da die Belüftung der Belebungsbecken energieaufwendig ist und somit ein relevanter Kostfaktor ist.

Tabelle 4-6: Vergleich der Nachbemessungswerte

	Excel		Belebungs-Expert			
	Lastfall 1	Lastfall 3	Lastfall 1	Lastfall 2	Lastfall 3	
$V_{BB, \text{vorhanden}}$	2607					
$V_{BB, \text{erforderlich}}$	1912	1534	2006			m^3
V_D/V_{BB}	0,6	0,6	0,6	0,5	0,6	-
Vorhandener PF	2,05	2,64	2,06	2,76	2,83	-
erf. t_{TS}	20,8	10,8	20,8	-	-	d
t_{TS}	28,4	18,4	28,7	30,7	19,7	d
TS_{BB}	4,87					kg/m^3
$TS_{BB, \text{max}}$	6,05					kg/m^3
$S_{CSB, \text{dos}}$	95	141	96	0	139	mg/l
\ddot{U}_d	447	690	439	410	649	kg/d
OV_d	1153	1638	1157	1165	1685	kg/d
OV_h	179,2	263,6	180,2	145,6	271,3	kg/h
$S_{NO_3, D}$	69,9	105,5	68,7	42,5	109,0	mg/l
$S_{NO_3, AN}$	8	8	7,9	35,2	8	mg/l

Wie bereits erwähnt weichen die Messergebnisse der beiden Bemessungsverfahren voneinander ab.

Am auffälligsten sind die unterschiedlichen Werte für den Bedarf des erforderlichen Volumens des Belebungsbeckens im Lastfall 1. Die Ursache für die Differenz von 99 m^3 Beckenvolumen kann an mehreren Gründen liegen.

Eine Möglichkeit wäre, dass Belebungs-Expert zusätzliche Sicherheitsfaktoren einplant, welche nicht durch den Prozessfaktor abgedeckt werden.

Basierend auf den Berechnungsformeln ist allerdings die Schlammproduktion ein nahliegender Faktor, da alle anderen Faktoren gleich sind.

Die Schlammmassenberechnung in der Excel Tabelle setzt sich aus dem Produkt durch die Phosphatelimination mit 47,2 kg/d und der Kohlenstoffelimination mit 400,1 kg/d zusammen.

Die Berechnung der Schlammmasse durch Belebungs-Expert ist dagegen nicht vollständig nachvollziehbar. Durch die Phosphatelimination werden hierbei 41 kg/d und durch die Kohlenstoffelimination 381 kg/d schlammproduziert, dies würde eine Schlammmasse von 422 kg/d ergeben, jedoch wird die Schlammproduktion mit 439 kg/d angegeben, was einem zusätzlichen Aufschlag von 17 kg/d entspricht. Die einzelnen Summanden und die Summe der Schlammproduktion durch Belebungs-Expert sind kleiner als die Werte in der Excel Tabelle. Dennoch ist das berechnete erforderliche Volumen des Belebungsbeckens in Belebungs-Expert größer und widerspricht somit der Berechnungsformeln aus der DWA-A 131. Um auf das ausgegebene Volumen von Belebungs-Expert zu kommen, müsste die tägliche Schlammproduktion bei 470 kg/d liegen.

$$\dot{U}S_{d, BBexpert, soll} = \frac{V_{BB} \cdot TS_{BB}}{t_{TS, Bem}} = \frac{2006 \text{ m}^3 \cdot 4,87 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}}{20,8 \text{ d}} = 470 \frac{\text{kg}}{\text{d}} \quad 14$$

$$\Delta \dot{U}S_{d, BBexpert} = \dot{U}S_{d, BBexpert, soll} - \dot{U}S_{d, BBexpert, ist} = 31 \frac{\text{kg}}{\text{d}} \quad 15$$

Die Differenz in der Schlammproduktion zwischen den Wert von Belebungs-Expert und nach der Formel 13, könnte wie folgt erklärt werden:

„Der organische Anteil der als Überschussschlamm gebildeten Feststoffe kann zu 92% abgeschätzt werden.“ (DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016-06, S. 34)

Dies bedeutet, dass die Schlammmasse um 8 % des organischen Anteils größer sein kann, als sie in der Excel Tabelle berechnet wurde. Die organische Schlammmasse aus dem CSB-Abbau und der nicht abgeschätzte Anteil kann wie folgt berechnet werden:

$$\dot{U}S_{d, C, org} = Q_{d, konz} \cdot \left(\frac{X_{CSB, inert, ZB}}{1,33} + \frac{X_{CSB, BM} + X_{CSB, inert, BM}}{0,92 \cdot 1,42} \right) \cdot \frac{1}{1000} \quad 16$$

$$\Delta \dot{U}S_{d, C, org} = \dot{U}S_{d, C, org} \cdot \frac{100}{92} - \dot{U}S_{d, C, org} = 29 \frac{\text{kg}}{\text{d}} \quad 17$$

Belebungs-Expert gibt die benötigten Werte leider nicht aus, weshalb als Annahme die Werte aus der Iteration der Excel Tabelle entnommen werden. Die Parameter dienen auch zur Berechnung der produzierten Schlammmasse der Kohlenstoffelimination. Diese weicht in den beiden Berechnungen voneinander ab, weshalb die berechnete Schlammmasse nicht genau der Differenz nach Formel 14 entspricht.

Die Ergebnisse der Formeln 14 und der Formel 16 liegen nah beieinander, was darauf schließen lässt, dass Belebungs-Expert die fehlenden 8 % der organischen Schlammmasse bei dem Volumen des Belebungsbeckens mit berücksichtigt. Allerdings wird aufgrund der Berechnungsformel für die Schlammmasse der Wert aus Formel 16 nicht in der Schlammmasse mit aufgeführt.

Die Werte im Lastfall 1 weichen ansonsten nur sehr gering voneinander ab. Der geringe Unterschied bei der zuzuführendem Methanol Konzentration, liegt vermutlich in der Fraktionierung an CSB. Diese wird zwar von Belebungs-Expert nicht ausgegeben, jedoch unterscheidet sich auch der Anteil an gebundenen Stickstoff in der Biomasse. Weshalb man darauf schließen kann, dass dies auch bei der CSB Fraktionierung der Fall ist.

Im Lastfall 3 unterscheidet sich vor allem das vorhandene Schlammalter, was an der Menge des produzierten Schlammes liegt. Die Abweichung bei der Denitrifikationskapazität liegt an dem Anteil der Stickstoffbindung in der Biomasse begründet, welche bei Belebungs-Expert nicht nachvollziehbar ist. Der unterschiedliche Sauerstoffbedarf in diesem Lastfall ist eine Fehlerfortpflanzung der abweichenden Denitrifikationskapazität.

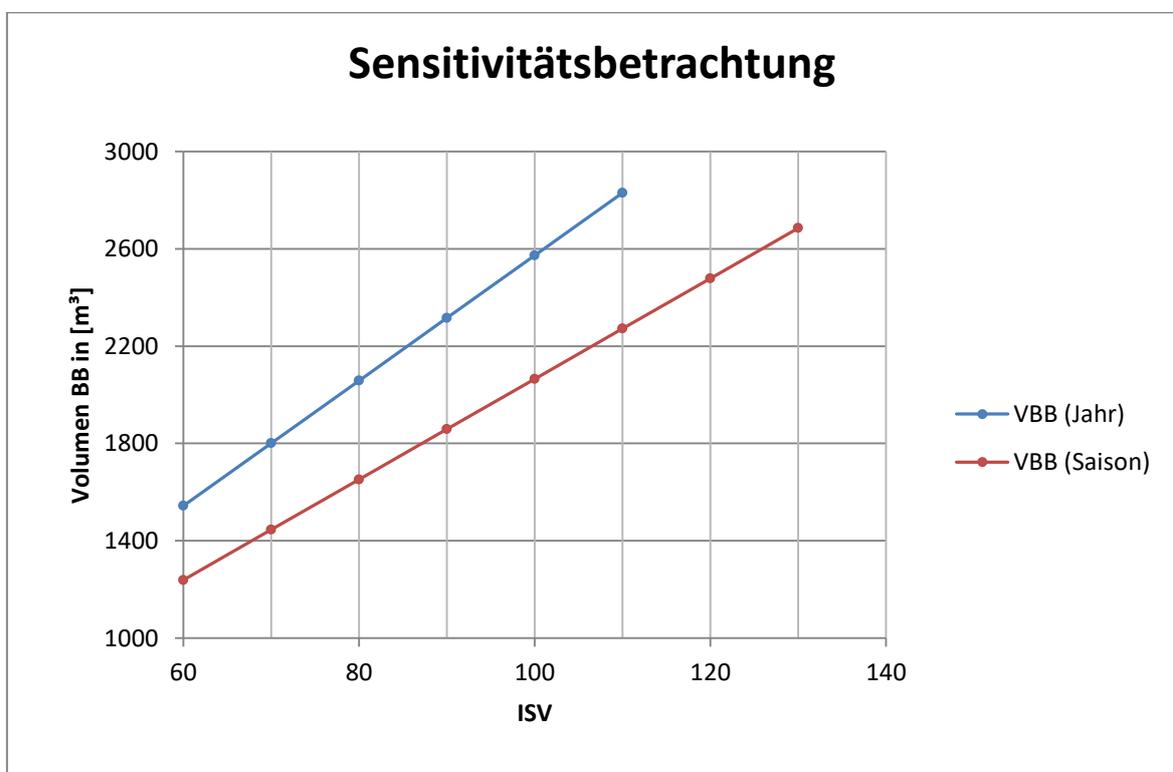


Abbildung 4-7: Sensitivitätsbetrachtung der ISV-Werte

Anhand der Nachbemessung wird jedoch deutlich, dass unter den festgelegten Bedingungen das Beckenvolumen mehr als ausreichend ist und sogar durch den TS_{BB} weitere Reserven vorhanden sind. Dies wird alles durch den sehr auffällig niedrigen ISV-Wert ermöglicht, welcher seit 2018 auf der Anlage festgestellt wird. In Abbildung 4-7 ist aufgeführt, wie sich das benötigte Volumen vom Belebungsbecken nur durch die Änderung des ISV-Wertes und dem daraus resultierenden möglichen Trockensubstanzgehalt verändert. Ab einem ISV-Wert ab knapp über 100 reicht das bestehende Volumen des Belebungsbeckens unter den vorgegebenen Bedingungen nicht mehr aus. In der Saison dagegen liegt der kritische ISV-Wert bei ungefähr 125.

Zudem hat die Nachbemessung gezeigt, dass beide Verfahren zu ähnlichen Ergebnissen kommen, allerdings das Verfahren mit Belebungs-Expert genauer ist, da die Anmerkungen der DWA-A 131 im Ergebnis mit berücksichtigt werden. Hierdurch wird Belebungs-Expert nicht immer nachvollziehbar.

4.5 Neubemessung der Anlage

Im Rahmen einer Neubemessung der Anlage ist die Annahme dieses ISV-Wertes, jedoch sehr fragwürdig, da kommunale Abwasser mit günstigen gewerblichen Einflüssen im Schnitt einen Schlammvolumen Index von 100 bis 150 l/kg aufweisen. Zudem gibt es keine Sicherheit, dass dieser niedrige Schlammvolumen Index auch bestehen bleibt, weshalb in den folgenden Neubemessungen ein Schlammvolumen Index von 110 l/kg angenommen wird. Dies spiegelt den Einfluss des anaeroben Mischbeckens wieder ohne dabei vom optimalen Fall auszugehen (DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016-06).

Für eine Neubemessung würde sich der ISV-Wert vor der Umstellung von 2018 eignen, jedoch wird der Schlammvolumen Index zwar erfasst, aber die Werte nicht abgelegt oder gespeichert (Willhöft, 2020).

Das Fällmittel wurde in diesen Zusammenhang von Aluminium auf dreiwertiges Eisen geändert, da dies auf der Anlage zuvor auch schon benutzt wurde.

Die Änderungen der Neubemessung liegen somit in der Änderung des Fällmittels und dem daraus resultierenden höheren ISV.

Die Bemessung erfolgt mittels des Bemessungsprogramms Belebungs-Expert nach DWA-A 131. Für die Bemessung werden die vorhandenen Belastungsdaten verwendet, welche in Tabelle 4-5 aufgeführt sind.

Für eine Neubemessung werden im Regelfall andere Bemessungsfrachten zugrunde gelegt, welche das Wachstum des Einzugsgebietes berücksichtigen. Jedoch gibt es hierfür keine belastbaren Wachstumsprognosen, weshalb die Neubemessung mit den vorhandenen Daten durchgeführt wird.

4.5.1 Intermittierende Denitrifikation

Das Verfahren der intermittierenden Denitrifikation wird bereits auf der Kläranlage Lütjenburg angewandt und hat den Vorteil, dass in jedem Becken der Verfahrensprozess vollständig ablaufen kann. Somit ermöglicht das Verfahren eine einfache Aufstockung der Kapazitäten durch das Hinzufügen eines neuen, parallel geschalteten Beckens. Um eine Idee von dem neuen Aufbau zu bekommen, ist das Verfahren in Abbildung 4-8 skizziert.

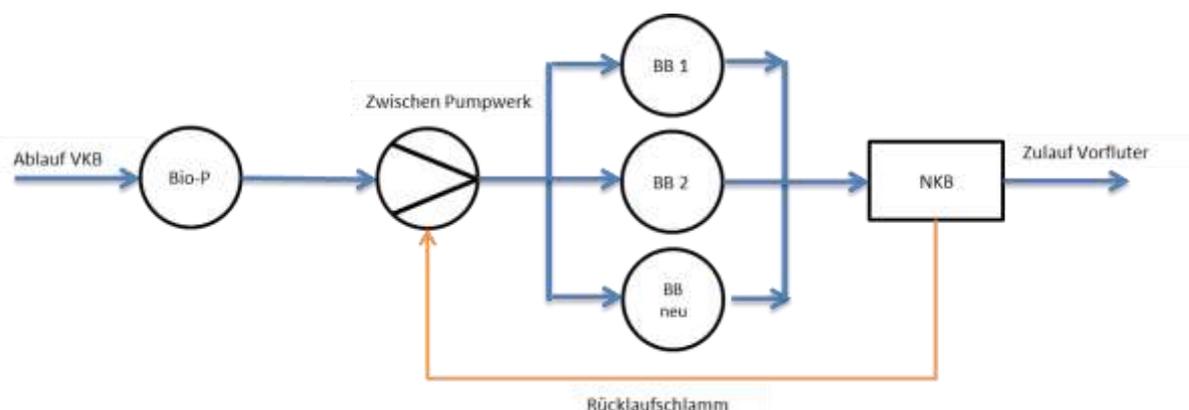


Abbildung 4-8: Verfahrensskizze intermittierende Denitrifikation

Die Neubemessung für die intermittierende Denitrifikation wurde mit einer Variantenuntersuchung kombiniert, in der ermittelt werden soll, ob auf das Zuführen vom extern Kohlenstoff verzichtet werden kann und ob dies eine wirtschaftliche Alternative ist. Das Ergebnis der Nachbemessung ist in der Tabelle 4-7 zusammengefasst aufgeführt.

Tabelle 4-7: Ergebnisse der Neubemessung für die intermittierende Denitrifikation

	Intermittierend mit externer C-Quelle			Intermittierend ohne externer C-Quelle			
	Lastfall 1	Lastfall 2	Lastfall 3	Lastfall 1	Lastfall 2	Lastfall 3	
$V_{BB, \text{erforderlich}}$	3004	-	-	5015	-	-	m^3
$V_{BB, \text{gewählt}}$	3004	-	-	5015	-	-	m^3
V_D/V_{BB}	0,6	0,5	0,6	0,80	0,5	0,78	-
$S_{CSB, \text{dos}}$	102	-	148	-	-	-	mg/l
Vorhandener PF	1,5	1,99	2,11	1,5	3,66	2,23	-
t_{TS}	20,8	22,0	14,7	41,7	40,7	28,3	d
TS_{BB}	3,30	3,30	3,30	3,30	3,30	3,30	kg/m^3
\ddot{U}_d	476	444	679	397	408	588	kg/d
OV_d	1129	1136	1650	1022	1187	1497	kg/d

OV _{h,max}	176,4	142,4	266,2	335,5	147,9	462,0	kg/h
S _{NO3,D}	67,3	40,7	107,3	70,4	43,9	111,5	mg/l
S _{NO3,AN}	8	35,9	7,9	8,2	34,6	8,2	mg/l

Das Betreiben einer intermittierenden Denitrifikation ohne externe Kohlenstoffquelle(C-Quelle) bedarf eines sehr viel größeren Beckenvolumens als das vorhandene. Der Anteil der Denitrifikation liegt hierbei bei 80 % vom Volumen der Belebungsbecken. Wie bereits genannt darf dieser Anteil jedoch nicht größer als 60 % sein, da es in der Nitrifikationsphase zu Problemen kommen kann, bis zu einer unvollständigen Nitrifikation und somit der Gesamtprozess nicht vollständig ablaufen würde. Um dies zu verhindern, muss die Belüftung stärker arbeiten, was zu einer Erhöhung des Sauerstoffbedarfs pro Stunde führen würde, wie es auch an der Tabelle 4-7 gut zu erkennen ist.

Eine Betriebsvariante ohne Kohlenstoff benötigt somit große bauliche Maßnahmen und die Gefahr einer unsicheren Betriebsweise, daher ist eine Verfahrensvariante ohne externe Kohlenstoffzufuhr keine Option.

Das Ergebnis der Neubemessung mit externer Kohlenstoffquelle zeigt, dass das vorhandene Belebungsbecken unter den neuen Bedingungen zu klein wäre. Um dem Bedarf nachzukommen, müsste das Beckenvolumen um 397 m³ erweitert werden. Neben dem größeren Beckenvolumen wurde bei der Neubemessung auch ein größerer Kohlenstoffbedarf ermittelt. Dieser steigt im Lastfall 1 um 6 mg/l und im Lastfall 3 um 9 mg/l. Dafür sinkt jedoch der benötigte Sauerstoffbedarf in Lastfall 1 um 28 kg/d und im Lastfall 3 um 35 kg/d.

In einer Kostenschätzung müsste der geringere Energiebedarf dem höheren Methanolverbrauch gegenübergestellt werden, um die Auswirkung auf die laufenden Kosten zu beziffern.

4.5.2 Vorgeschaltete Denitrifikation

Wie die Nachbemessung der intermittierenden Denitrifikation gezeigt hat, muss extern Kohlenstoff zudosiert werden. Eine Möglichkeit, diesen Bedarf an Kohlenstoff zu reduzieren, könnte durch eine Verfahrensumstellung realisiert werden.

Die Vorgeschalteten Denitrifikation nutzt den vorhandenen Kohlenstoff für die Denitrifikation besser aus, indem wird der vorhandene Kohlenstoff besser ausgenutzt, da dieser immer zuerst der Denitrifikation zugeführt wird.

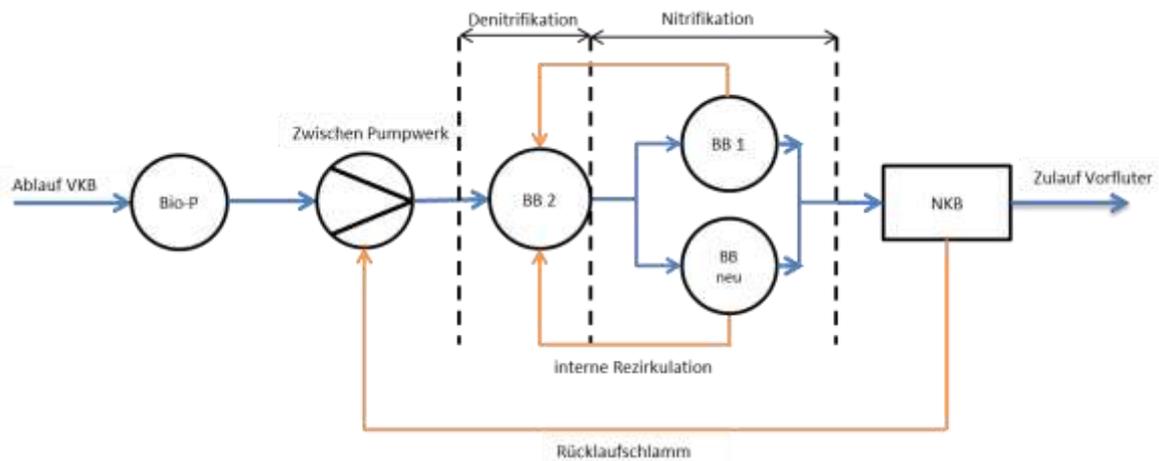


Abbildung 4-9: Verfahrensskizze vorgeschaltete Denitrifikation

Wie in Abbildung 4-9 dargestellt, bedeutet die Verfahrensumstellung auch einen baulicher Aufwand, da neben einem vermutlich zusätzlichen Becken auch Rohrleitungen neuverlegt und auch zusätzlich installiert werden müssen. Das Bemessungsergebnis dieser Veränderung ist in Tabelle 4-8 aufgeführt.

Tabelle 4-8: Ergebnisse der Neubemessung für die vorgeschaltete Denitrifikation

	Vorgeschaltete Denitrifikation mit externer C-Quelle			
	Lastfall 1	Lastfall 2	Lastfall 3	
V_{BB} , erforderlich	2889	-	-	m ³
V_{BB} , gewählt	2889	-	-	m ³
V_D/V_{BB}	0,6	0,5	0,6	-
$S_{CSB,dos}$	45	-	57	mg/l
Vorhandener PF	1,5	1,90	2,05	-
t_{TS}	20,8	21,0	14,4	d
TS_{BB}	3,30	3,30	3,30	kg/m ³
\ddot{U}_{S_d}	457	450	670	kg/d
OV_d	1031	1051	1497	kg/d
$OV_{h,max}$	66,7	67,6	100,4	kg/h
$S_{NO_3,D}$	67,9	53,3	108,0	mg/l
$S_{NO_3,AN}$	8,0	23,1	8,0	mg/l
RF	8,5	-	13,5	-

Die Bemessung für die vorgeschaltete Denitrifikation zeigt ebenfalls, dass das vorhandene Beckenvolumen nicht ausreichen wird. Es werden zusätzlich 282 m³ Beckenvolumen benötigt. Das Ziel dieser Verfahrensvarianten ist es jedoch, den externen Kohlenstoffbedarf zu reduzieren, im Vergleich zur Nachbemessung reduziert sich dieser im Lastfall 1 um 51 mg/l und in Lastfall 3 um 82 mg/l. Damit würde sich der externe Bedarf für diese Fälle mehr als halbieren.

Im Gegensatz zu der intermittierenden Betriebsweise wird der aerobe Teil permanent belüftet, was zur Folge hat, dass sich die stündlich maximale Belastung reduziert. Der tägliche Bedarf an Sauerstoff reduziert sich im Vergleich zur Nachbemessung im Lastfall 1 um 126 kg/d und im Lastfall 3 um 188 kg/d. Der Nachteil ist jedoch das dies nur mit einem sehr großen Rückführungsgrad möglich ist. Dieser besteht zu einem Großteil aus dem Volumenstrom der internen Rezirkulation, da der Rücklaufschlammvolumenstrom nur begrenzt erhöht werden kann, um den Trockensubstanzanteil in den Belebungsbecken nicht abzusenken. Es besteht die Gefahr, dass die hohe interne Rezirkulation zu einer Hemmung der Denitrifikation führen kann, auch wenn wie in der Skizze eingezeichnet dieser Volumenstrom nicht direkt der Denitrifikation zugeführt wird. Um dies zu verhindern, müssten daher zusätzlich Maßnahmen ergriffen werden, um den Sauerstoffeintrag zu senken. Bei einer direkten Einleitung ins Denitrifikationsbecken läge der optimale Wirkungsgrad bei knapp 80 % mit einem Rückführverhältnis von ungefähr 3,6. Bei einem Rückführverhältnis von 6,5 liegt der Wirkungsgrad nur noch bei ca. 35 %, wenn die Nitrifikation mit einem gelösten Sauerstoffgehalt von 2 mg/l betrieben werden würde (Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt, 2006). Der Wirkungsgrad kann demnach auch dadurch erhöht werden, indem die Konzentration des gelösten Sauerstoffs in der Nitrifikation geringer gehalten wird.

4.5.3 Verfahrenskombination

Eine Möglichkeit, den externen Kohlenstoffbedarf gering zu halten und gleichzeitig die hohe interne Rezirkulation der vorgeschalteten Denitrifikation gering zu halten, wäre eine Verfahrenskombination. Die Verfahrenskombination besteht aus einer vorgeschalteten Denitrifikation mit nachgeschalteten intermittierenden Becken. Durch das vorgeschaltete Denitrifikationsbecken kann der zulaufende Kohlenstoff gut ausgenutzt werden und durch den intermittierenden Betrieb der nachgeschalteten Becken fällt die interne Rezirkulation geringer aus, da das Nitrat in allen Becken abgebaut wird.

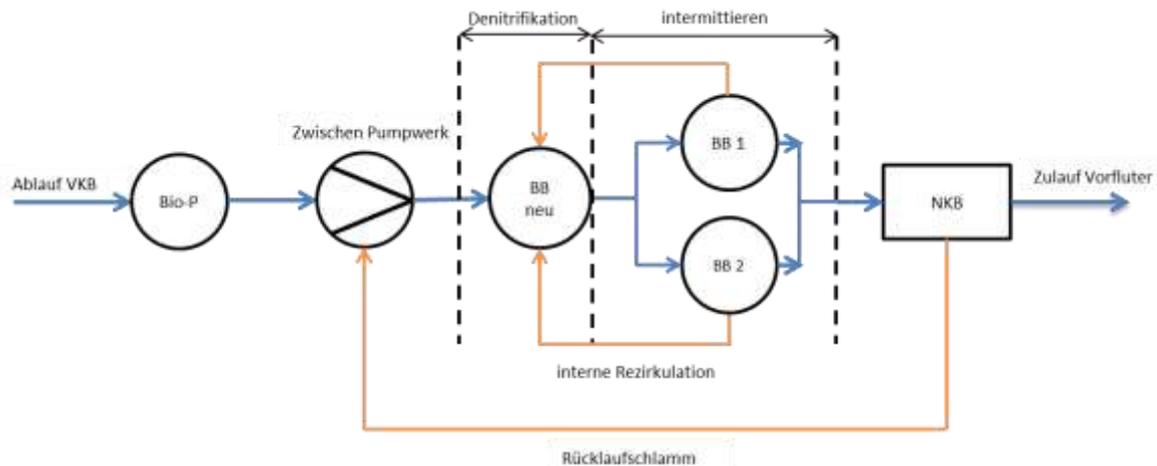


Abbildung 4-10: Verfahrensskizze einer vorgeschalteten Denitrifikation mit nach geschalteter intermittierenden Becken

Nach der Abbildung 4-10 beschränkt sich der bauliche Aufwand auf das Zwischenschalten eines Beckens und das Hinzufügen einer Leitung zur internen Rezirkulation. Die technische Ausrüstung der Belebungsbecken 1 & 2 muss hierbei nicht verändert werden.

Die Bemessung einer Verfahrenskombination ist durch Belebungs-Expert leider nicht möglich, weshalb diese händisch nach der DWA-A 131 erfolgen muss.

Wie in der Nachbemessung bereits festgestellt wurde, weicht das Volumen von dem Belebungsbecken der beiden Bemessungsvarianten voneinander ab. Für eine spätere Vergleichbarkeit wird daher der zusätzliche Schlammfall nach Formel 16 für die Volumenberechnung mit berücksichtigt und zusätzlich als $V_{BB, \text{Korrektur}}$ angegeben.

Wie an der Berechnung im Anhang 7 zu entnehmen ist, würden ungefähr 10,3 % des gesamten Belebungsbeckenvolumens als vorgeschaltete Denitrifikation ausgeführt werden. „Werden mindestens $0,15 \cdot V_{BB}$ als vorgeschaltete Denitrifikation ausgeführt, kann das Gesamtsystem ausreichend genau über den Bemessungsansatz für vorgeschaltete Denitrifikation abgebildet werden.“ (DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016-06, S. 36)

Somit gäbe es für diese Berechnung keinen ausreichenden genauen Bemessungsansatz nach der DWA-A 131. Über eine Mittelung des Sauerstoffbedarfs in der Iteration der Denitrifikation kann sich diesem Wert dennoch angenähert werden. Im vorliegenden Fall wurde der Sauerstoffbedarf bei der Denitrifikation als Mittelwert von der vorgeschalteten Denitrifikation und der intermittierenden Denitrifikation bestimmt, da diese beiden Verfahren die Verfahrenskombination bilden.

Tabelle 4-9: Ergebnisse der Neubemessung für die Verfahrenskombination

	Verfahrenskombination mit externer C-Quelle		
	Lastfall 1	Lastfall 3	
$V_{BB, \text{erforderlich}}$	2755	-	m ³
$V_{BB, \text{Korrektur}}$	2934	-	m ³
V_D/V_{BB}	0,6	0,6	-
$S_{CSB, \text{dos}}$	61	93	mg/l
Vorhandener PF	1,58	2,03	-
t_{TS}	21,9	14,2	d
TS_{BB}	3,30	3,30	kg/m ³
\ddot{U}_{S_d}	437	674	kg/d
OV_d	1101	1562	kg/d
$OV_{h, \text{max}}$	134,2	197,7	kg/h
$S_{NO_3, D}$	68,0	106,1	mg/l
$S_{NO_3, AN}$	8,0	8,0	mg/l
RF	4,5	7,0	-

Sowohl das berechnete erforderliche Beckenvolumen als auch das Volumen mit dem Einfluss der Korrektur zeigen, dass das vorhandene Beckenvolumen nicht ausreichend ist. Mit Einfluss des Korrekturfaktors werden zusätzlich 327 m³ Beckenvolumen benötigt. Durch die berechnete Korrektur wird das vorhandene Schlammalter von 20,8 Tagen auf 21,9 Tage erhöht und in Folge dessen auch der vorhandene Prozessfaktor. Der Methanolbedarf sinkt im Lastfall 1 um 35 mg/l und im Lastfall 3 um 46 mg/l.

5 Diskussion

Wie bereits im Kapitel zu den Grundlagen benannt und durch die einzelnen Berechnungen nachgewiesen, führen alle Varianten zu den gewünschten Ablaufwerten. In diesem Kapitel geht es daher darum, die verschiedenen Verfahren einander gegenüber zu stellen, um eine Vorauswahl für die Kostenberechnung zu erreichen.

Dabei werden den erreichten Ergebnissen und Einsparungen dem potenziellen Aufwand gegenüber gestellt. In der Kostenberechnung wird dies anschließend eingehender betrachtet.

Tabelle 5-1: Vergleich der Stickstoffeliminationsverfahren

Parameter	Intermittierende Denitrifikation	Vorgeschaltete Denitrifikation	Verfahrenskombination	
V_{BB}	3004	2889	2934	m ³
$V_{BB, \text{zusätzlich}}$	397	282	327	m ³
V_D/V_{BB}	0,6	0,6	0,6	-
$S_{CSB, \text{dos}}$	102	45	61	mg/l
Vorhandener PF	1,5	1,5	1,58	-
t_{TS}	20,8	20,8	21,9	d
TS_{BB}	3,30	3,30	3,30	kg/m ³
\ddot{U}_d	476	457	437	kg/d
OV_d	1129	1031	1101	kg/d
$OV_{h, \text{max}}$	176,4	66,7	134,2	kg/h
$S_{NO3, D}$	67,3	67,9	68,0	mg/l
$S_{NO3, AN}$	8	8,0	8,0	mg/l
RF	-	8,5	4,5	-

Der Vergleich der einzelnen Verfahren erfolgt anhand des Lastfalls 1.

Die Einflüsse für den höheren Sauerstoff- und externen Kohlenstoffbedarf des Lastfalls 3 werden in der Kostenbetrachtung mit einbezogen.

Wie der Tabelle 5-1 zu entnehmen ist, grenzen sich die Verfahren gut voneinander ab.

Die Verfahren weichen bei den Volumina um bis zu 115 m³ voneinander ab. Dies wirkt sich jedoch nur auf die einmaligen Investitionskosten aus und ist damit kein allein entscheidender Faktor. Eine mögliche Option wäre, es das Bio-P Becken für die vorgeschaltete Denitrifikation umzubauen und somit den Bauaufwand zu reduzieren. Allerdings würde sich hierdurch der Fällmittelbedarf für die P-Elimination erhöhen, zudem wirkt sich das Bio-P Becken positiv auf den ISV-Wert aus und die Folge wäre vermutlich eine Erhöhung dessen, welche nicht genau abgeschätzt werden kann. Im Worst Case Fall würde der ISV auf 150 l/kg ansteigen und der Bedarf an zusätzlichem Belebungsbeckenvolumen würde stärker steigen, als durch das Bio-P Becken abgedeckt wird.

Weitere Punkte in den Baukosten sind Rohrleitungen und Technische Ausrüstung. Diese unterscheiden sich dahingehend, dass bei der intermittierenden Denitrifikation eine Belüftung zusätzlich mit eingebaut werden muss. Die anderen beiden Verfahren bräuchten für die interne Rezirkulation lediglich eine Pumpe. Anhand der Verfahrensskizzen und des Lageplans im Anhang 8 kann gesagt werden, dass der Aufwand für die Errichtung der intermittierenden Denitrifikation der Geringste ist, was vor allem an der Parallelschaltung liegt. Bei der Verfahrenskombination müssten dagegen Leitungen umgeleitet werden und mit dem Anschluss der internen Rezirkulation würde es zu Störungen des Betriebsablaufs kommen und im schlimmsten Fall mit einem zwischenzeitlichen Stillstand der Anlage verbunden sein. Die genauen Auswirkungen der Störungen für den Betriebsablauf können jedoch erst in einer weitergehenden Planung benannt werden. Dies gilt auch für die vorgeschaltete Denitrifikation, nur, dass wegen der Beckenanordnung ein Teilstillstand der Anlage nicht zu vermeiden ist und hierfür Übergangslösungen geschaffen werden müssen, was einen hohen Aufwand und zusätzliche Kosten bedeutet. Wie bereits in Kapitel 4.5.2 genannt, müsste zudem noch nach einer geeigneten Lösung für die Verhinderung des Eintrages von Sauerstoff durch die Rückführung gesucht werden. Die Belüftungseinrichtung des Belebungsbeckens 2 müsste entfernt werden und im neu gebauten Belebungsbecken eine eingebaut werden. Weitere Punkte sind die Pumpe für die interne Rezirkulation, welche größer ausgelegt werden müssen und die Belüftungsanlage muss auf die Eignung eines permanenten Dauerbetriebs überprüft werden, da die bestehende Ausrüstung nicht unbedingt für den Dauerbetrieb geeignet ist.

Dem Ganzen stehen die Änderungen durch den zusätzlichen Luftbedarf und dem Bedarf an extern Kohlenstoff gegenüber, wobei der Stromverbrauch von den Pumpen für die Rezirkulation die Einsparungen bei der Belüftung kompensieren dürften oder sich sogar negativ auswirken. Daher ist hierfür eine Kostenaufstellung unabdingbar.

Die Änderung der Eigenschaften des Überschussschlamms hat keine große Auswirkung auf die erzeugte Faulgasmenge, da sowohl die Mengen als auch das Schlammalter sehr ähnlich sind. Die Verfahrenskombination weist hier die schlechtesten Werte auf, da die Schlammmenge am kleinsten ist und das Schlammalter größer ist als bei den anderen Verfahren. Durch das höhere Schlammalter kann mehr Kohlenstoff in der biologischen Stufe verarbeitet werden und steht somit der Faulgasproduktion nicht mehr zur Verfügung.

Die Beckenvolumina der Verfahren liegen gerundet zwischen 300 bis 400 m³. Das neue Becken würde wie die bestehenden Becken als Rundbecken ausgeführt werden. Bei einer Beckentiefe von 4 m würde sich daraus ein Innendurchmesser von 9,8 bis 11,3 m ergeben. Als Fläche für das neue Belebungsbecken würde sich die Fläche nördlich des Bio-P Beckens anbieten.

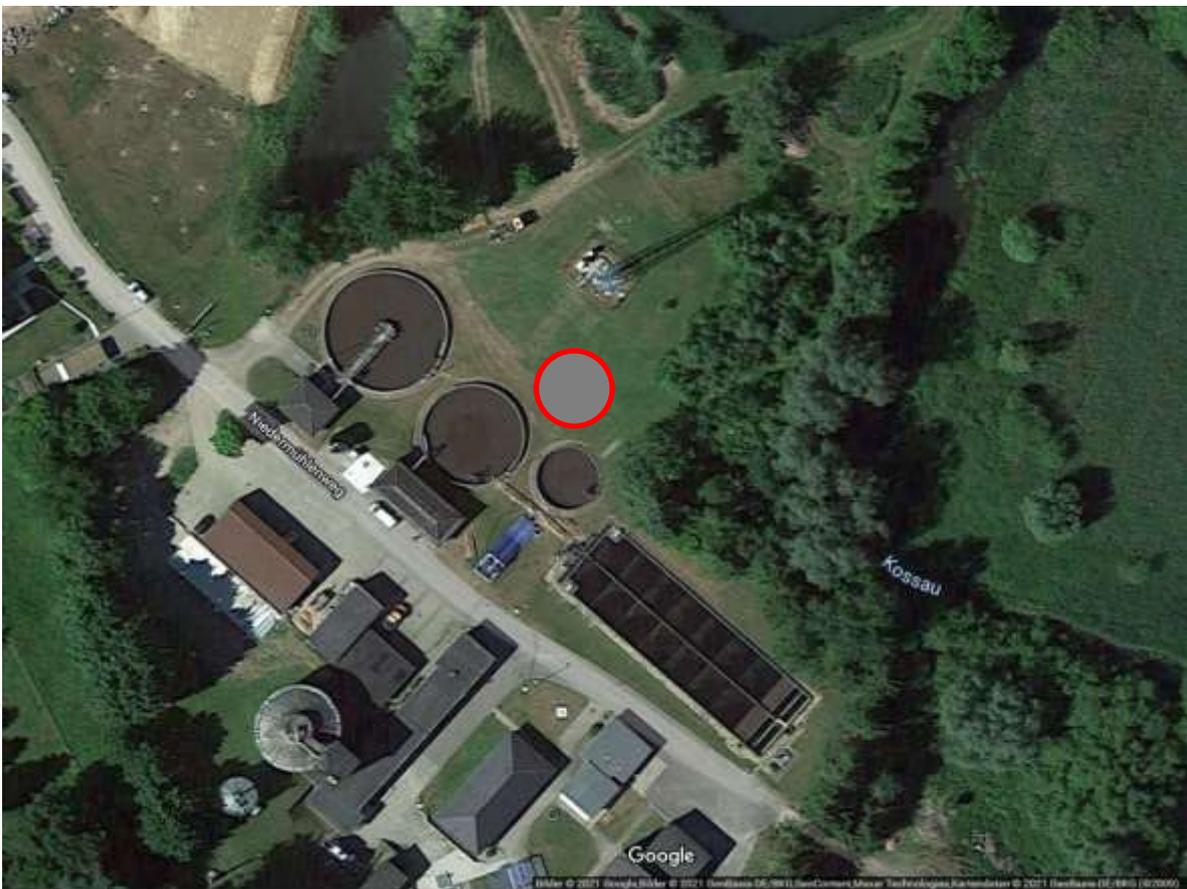


Abbildung 5-1: Standort des neuen Beckens [Google Maps (2021) Kläranlage Lütjenburg (bearbeitet)]

Der graue, rot umrandete Kreis in Abbildung 5-1 stellt einen möglichen Standort für das neue Becken dar. Das eingezeichnete Becken hat einen Durchmesser von ungefähr 12 m, abgeschätzt an den bestehenden Becken.

Der Durchmesser von 12 m berücksichtigt hierbei die Beckenwände. Bei der Platzierung wurde darauf geachtet, dass ein Abstand von 4 m zu den anderen Becken vorhanden ist, um ausreichend Platz für den Bau zu haben.

Das Verfahren der vorgeschalteten Denitrifikation hat zwar die besten Werte nach Tabelle 5-1, um die laufenden Kosten möglichst gering zu halten, jedoch sind hiermit aber mit Abstand die meisten Bauaufwendungen verbunden und es gibt einige der genannten Punkte, die nicht tiefer gehend betrachtet wurden, sich aber nachteilhaft auf die Eignung des Verfahrens für diese Anlage auswirken. Daher scheidet dieses Verfahren aus und wird somit bei der Kostenbetrachtung nicht berücksichtigt.

6 Kostenbetrachtung

In der Kostenbetrachtung werden die beiden Verfahren bezüglich ihrer Anschaffungs- und Betriebskosten miteinander verglichen.

Die Fläche nach Abbildung 5-1, wo das neue Becken platziert werden soll, wurde zuvor nach dem Lageplan im Anhang 8 als Ausgleichsbecken verwendet. Das Ausgleichsbecken wurde stillgelegt und verfüllt, hierauf wurde die Annahme getroffen, dass der Boden keine Schadstoffbelastung aufweist und somit unbelastet ist. Die Entsorgung von Schadstoff belasteter Boden ist im Verhältnis zu unbelasteten Böden schwieriger und sehr viel teurer. Eine Preissteigerung ist daher für alle Positionen möglich, in denen Erdarbeiten aufgeführt sind.

Wie bereits in den Grundlagen genannt, erfolgt die Regulierung der Abwasserverteilung nur durch eine manuelle Steuerung vor Ort aus der Oberwasserkammer des Zwischenpumpwerks heraus.

Bei schwankender Tagesbelastung ist dies ein sehr ungenaues Verfahren zur gleichmäßigen Abwasserverteilung, da das Verhältnis der Volumenströme bei einem größeren Zulauf nicht konstant ist. Mit der Erweiterung um ein zusätzliches Becken bei der intermittierenden Denitrifikation würde die Abwasserverteilung weiterhin im Oberlauf des Zwischenpumpwerks erfolgen. Jedoch würden die Schieber erneuert werden und abhängig vom Zulauf zum Zwischenpumpwerk elektronisch geregelt werden. Somit wäre eine verhältnismäßige gleichstarke Belastung für alle Becken gewährleistet.

Aufgrund der Umleitung des Abwasserstroms würde bei der Verfahrenskombination die Abwasserverteilung nach dem vorgeschalteten Denitrifikationsbecken erfolgen. Hierzu muss an das Becken ein Abwasserverteilungsschacht angebaut werden, um von dort aus den Abwasserstrom aufzuteilen.

Eine Aufgliederung der Kapitalkosten der einzelnen Hauptpunkte kann dem Anhang 10 und 11 entnommen werden. Die Preise der einzelnen Positionen stammen aus verschiedenen Projekten der PFI Planungsgemeinschaft von dem Jahr 2020.

Die Baukosten für das Verfahren mit der intermittierenden Denitrifikation liegen bei etwa 370.000,00 € und die Baukosten für die Verfahrenskombination liegen bei ca. 321.000,00 €. Diese Preisdifferenz ist im Wesentlichen auf die Technische Ausrüstung zurückzuführen, da für die Verfahrenskombination keine Belüftungsanlage eingebaut werden muss. Neben der fehlenden Belüftung war auch das kleinere Becken ein Argument im Aufwand für die Verfahrenskombination. Dies ist auch in der Position, Belebungsbecken gut zu erkennen, wo eine Preisdifferenz knapp über 19.000€ zwischen den beiden Verfahren ist. Die Bautechnik für die

Verfahrenskombination fällt jedoch wegen der Rezirkulationspumpen teurer aus, als die intermittierende Variante. Die Idee hier die Kosten zu verringern, indem die Rückführung zwischen der Rohrleitung ins Nachklärbecken und dem Zwischenpumpwerk installiert wird, ist nicht umsetzbar. Dies liegt vor allem daran, dass das Zwischenpumpwerk nicht auf diese Belastung ausgelegt ist, da es die viereinhalbfache Abwassermenge zusätzlich fördern müsste.

Die Preise für die Elektrotechnik sind auch fast identisch, da in der Verfahrenskombination zwar die Belüftung entfällt, sowie ein Teil der Messsonden, dafür jedoch die Rezirkulationspumpen angeschlossen werden müssen. Die Einsparungen sind fallen somit in dem Posten Elektrotechnik sehr gering aus.

Neben den Anschaffungskosten sind auch die laufenden Betriebskosten von hoher Bedeutung für den Entscheidungsprozess.

Die beiden Varianten haben sich in dem benötigten Sauerstoff- und externen Kohlenstoffbedarf unterschieden. Sowohl der Sauerstoffeintrag als auch der Bedarf an extern Kohlenstoff schwanken abhängig von den Lastfällen.

Zu berücksichtigen ist bei beiden Verfahren jedoch, dass die Werte für den Kohlenstoff und den Sauerstoff auf den 85 Perzentilwerten basieren. Würden diese für die Berechnung der Jahreskosten herangezogen werden, kommt es zu einer Verfälschung der Ergebnisse. Aus diesem Grund wurde die Bemessung dieser beiden Verfahren mit den ermittelten Mittelwerten durchgeführt, um möglichst genaue Werte für den Sauerstoff- und Methanolbedarf zu erhalten. Die Berechnungen sind in den Anhängen 12 und 13 der Arbeit beigefügt. Die Ergebnisse der Bemessung sind in Tabelle 6-1 zusammengefasst.

Tabelle 6-1: Sauerstoff- und Methanolbedarf nach den Mittelwerten

	Intermittierende Deni.		Verfahrenskombination	
	Lastfall 1	Lastfall 3	Lastfall 1	Lastfall 3
$S_{CSB,dos}$ [mg/l]	99	113	72	76
OV_d [kg O ₂ /d]	961	1338	918	1245

Um die Kostenbetrachtung für die Betriebskosten möglichst genau zu machen, müssen auch die Unterschiede durch die Lastfälle abgebildet werden. Mit der folgenden Formel wird der durchschnittliche Sauerstoffbedarf ermittelt, woraus der Energiebedarf für die Belüftung ermittelt werden kann.

$$OV_{h,aM} = \frac{1d}{24h} \cdot OV_{d,aM} = OV_{d,Lastfall\ 1} \cdot \frac{3}{4} + OV_{d,Lastfall\ 3} \cdot \frac{1}{4} \quad 18$$

Zu berücksichtigen ist dabei noch, dass die Netzleistung nach dem durchschnittlichen Stundenwert berechnet wird, daher wurde der ermittelte Tageswert auf einen Stundenwert umgerechnet.

Die Ergebnisse der Formelberechnung und die benötigte Netzleistung sind in der folgenden Tabelle aufgeführt. Die Netzleistung konnte nur ungefähr mit einem Berechnungsprogramm abgeschätzt werden, da einige Daten für eine genaue Berechnung nicht vorlagen (PFI Planungsgemeinschaft, 2019).

Tabelle 6-2: Ermittelte Netzleistung (PFI Planungsgemeinschaft, 2019)

	Intermittierende Deni.	Verfahrenskombination
$OV_{h,aM}$ [kgO ₂ /h]	43,97	41,65
Netzleistung [kW]	26,8	25,8

Die geringen Unterschiede im stündlichen Sauerstoffbedarf spiegeln sich auch in der benötigten Netzleistung wieder. Jedoch hat sich durch die Berechnung der Abstand der Verhältnisse geringfügig verringert.

Auch für die Berechnung des durchschnittlichen Bedarfs an Methanol müssen die verschiedenen Lastfälle beachtet werden. Es ist damit zu rechnen, dass wenn die Nitratlaufwerte nicht mehr eingehalten werden müssen, kein Methanol zudosiert wird. Daher ergibt sich die durchschnittlich tägliche Methanolvorgabe wie folgt:

$$m(CH_3OH)_d = c_{CSB,dos,Lastfall\ 1} \cdot Q_{d,Lastfall\ 1} \cdot \frac{2}{4} + c_{CSB,dos,Lastfall\ 3} \cdot Q_{d,Lastfall\ 3} \cdot \frac{1}{4} \quad 19$$

Die Berechnungsergebnisse für die Methanolvorgaben sind in der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung im Anhang 14 enthalten.

Die Rohstoffpreise für die Betriebskosten wurden dem Portal Statista entnommen. Bei dem Methanolpreis von 347 € handelt es sich um den Durchschnittspreis von 2012 bis 2021 (Breitkopf, Methanol - Durchschnittlicher Preis auf dem europäischen Markt bis 2021, 2021).

Der Strompreis von 18,55 € war der Durchschnittspreis des letzten Jahres und gilt für industrielle Verbraucher in Deutschland (Breitkopf, Industriestrompreise in Deutschland in den Jahren 2000 bis 2020, 2020).

In der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung sind auch, unter dem Punkt „Pumpen“, die Rezirkulationspumpen aufgeführt, ihre Nennleistung von 4 kW wurde dem Datenblatt von der Firma Sulzer entnommen (Sulzer Ltd.).

Die Unterschiede in den Betriebskosten kommen somit durch den Stromverbrauch und dem Bedarf an Methanol.

Der Stromverbrauch setzt sich aus dem Energiebedarf für die Belüftung, der Rührwerke und der Rezirkulationspumpen zusammen.

Aufgrund des hohen Energiebedarfs in Kombination mit der Betriebsdauer kommt der Belüftung auf der Kläranlage eine besondere Bedeutung zu, da sich schon kleine Unterschiede in dem Stromverbrauch bemerkbar machen.

Die Abweichung in der Netzleistung sorgt somit dafür, dass eine Differenz beim Jahresenergiebedarf für die Belüftung von 8800 kWh/a entsteht.

Dieser Unterschied wird jedoch fast durch die Rührwerke aufgewogen, da während der Belüftungsphasen beim intermittierenden Becken die Rührwerke nicht betrieben werden müssen. Die Rührwerke in den bestehenden Becken wurden hierbei in der Betrachtung ausgelassen, da hierzu genauere Informationen fehlten und diese bei beiden Verfahren weiterbetrieben werden und somit die Änderung bei der Verfahrenskombination nur gering ausfallen würde. Entscheidend wirken sich jedoch die Rezirkulationspumpen auf den Stromverbrauch aus. Dies liegt an den hohen Strombedarf in Kombination mit dem Dauerbetrieb.

In den einzelnen Lastfällen ist der unterschiedliche Methanolbedarf bereits aufgefallen, nach der Berechnung mit Formel 19 lässt er sich der Unterschied auf fast 50 kg/d beziffern. Dies sorgt für eine jährliche Preisdifferenz von etwa 7000€, wodurch der Unterschied aus den Energiekosten mehr als kompensiert wird.

Zusätzlich wurden noch Wartungs- und Unterhaltskosten mit aufgeführt, welche nach den Anschaffungskosten bestimmt wurden. Die Preisdifferenz wirkt sich hierbei verstärkend auf den Preisunterschied der gesamten Betriebskosten aus.

Die Entscheidung über das wirtschaftlich beste Verfahren erfolgt nach den entstehenden Jahreskosten. Die Jahreskosten setzen sich aus den Betriebskosten und dem jährlichen Anteil der Baukosten zusammen.

Der Anteil der Baukosten setzt sich gewerkspezifisch aus den jeweiligen Baukosten, abgeschrieben über den festgelegten Abschreibungszeitraum unter dem Einfluss eines festgelegten Zinssatzes zusammen. Dies hat zur Folge, dass die Baukosten nur einen kleinen Anteil der Jahreskosten ausmachen. Der Unterschied in den Jahreskosten der beiden Verfahren liegt bei ungefähr 2.000 €.

Tabelle 6-3: Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

	Intermittierende Deni.	Verfahrenskombination
Kapitaldienst	20.171 €/a	19.717 €/a
Betriebskosten	74.086 €/a	72.505 €/a
Jahreskosten	94.257 €/a	92.222 €/a
	Rang 2	Rang 1

Mit diesem Ergebnis ist aus wirtschaftlicher Sichtweise dem Neubau eines vorgeschalteten denitrifizierenden Beckens dem Vorzug zu geben.

Wie an Tabelle 6-3 gut zu erkennen ist, haben die Betriebskosten den größten Einfluss auf das wirtschaftlich beste Verfahren. Die Betriebskosten sind jedoch abhängig von der Entwicklung des Strom- und Methanolpreises, wenn man die Annahme trifft, dass der Jahresverbrauch konstant bleibt. In Abbildung 6-1 ist aufgeführt, wie sich die Preisdifferenzen unter Einfluss des Rohstoff- und Energiepreises für den gewaltigen Bereich entwickeln würden.

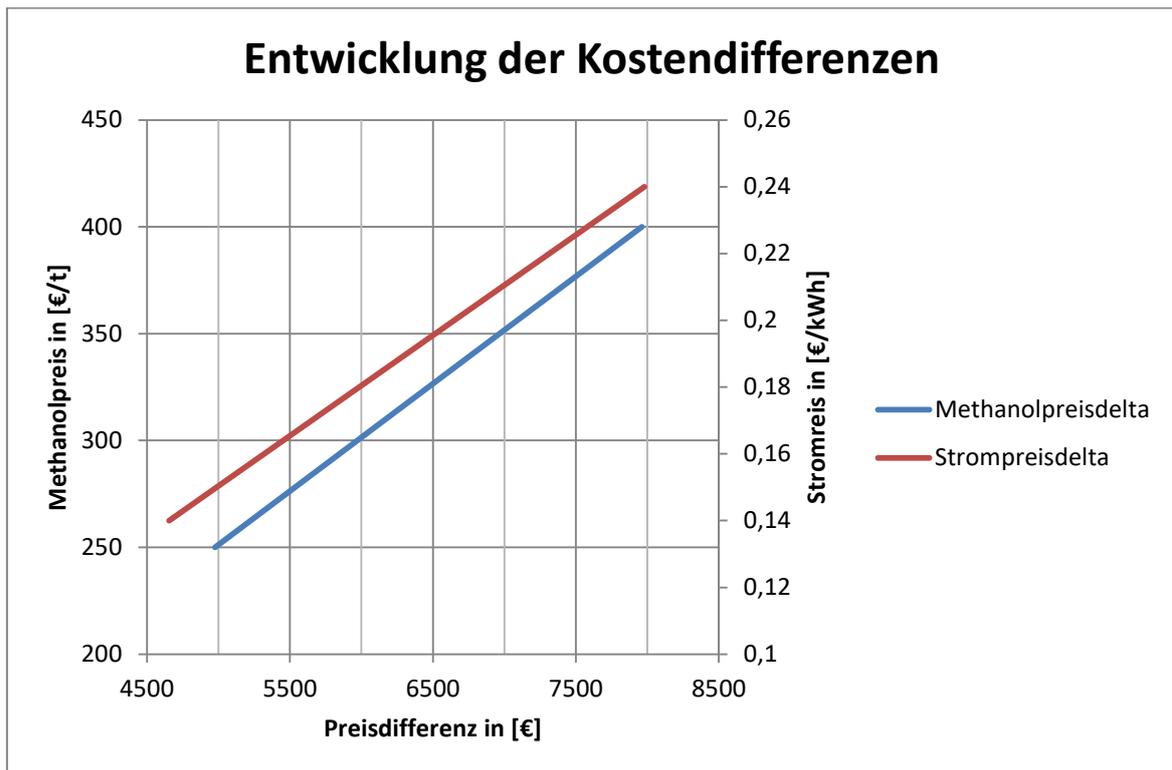


Abbildung 6-1: Entwicklung der Kostendifferenzen

Die Bewertung durch die Abbildung 6-1 erfolgt anhand des Vergleichs der Preisdifferenzen. Wenn beide Preisdifferenzen gleich groß sind, gleichen sich die Betriebskosten in den Punkten Strom und Methanol aus, vernachlässigt man dabei die Wartungskosten, wären beide Verfahren in den Betriebskosten gleich teuer. Ist die Strompreisdifferenz dagegen größer als die Methanolpreisdifferenz, so würde das intermittierende Verfahren in den Betriebskosten einen Preisvorteil haben. Lagen die Preisdifferenz für Methanol über dem von Strom, so wäre die Verfahrenskombination in Vorteil. Basierend auf Prognosen kann somit das langfristig günstigere Verfahren ermittelt werden.

Es ist jedoch zu erwarten, dass insbesondere der Strompreis bis 2030 steigen wird (Deloitte Consulting GmbH, 2018). Ab einen Preisanstieg um etwa 33 % auf 0,24 €/kWh würden bisherige Methanolspitzenpreise von 400 €/t kompensiert werden. Wie hoch allerdings die Preise genau steigen ist nicht exakt vorherzusagen. Sicher ist nur das der Ausbau des Energienetzes Kosten verursacht und diese vermutlich auf den Verbraucher weitergegeben werden (Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi), 2017).

7 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Die Kläranlage Lütjenburg hatte in der Vergangenheit immer wieder Probleme, ihre Ablaufwerte für Stickstoff Parameter einzuhalten, dies lässt auf eine überlastete oder unzureichende biologische Behandlung schließen. Die betrieblichen Messungen haben sich für eine genaue Analyse vorab als unzureichend erwiesen, weshalb im Voraus zu dieser Arbeit ein Sondermessprogramm durchgeführt wurde, um fehlende Parameter nach zu bestimmen. Aufgrund der Vorgaben durch die Arbeitsblätter A 131 und A 198, musste die Auswertung und Bemessung nach den 85 Perzentilwerten erfolgen. Die Datenauswertung ergab auch, dass es wegen dem Tourismus im Einzugsgebiet zu einem Sonderlastfall von Mai bis Juli kommt.

Eine Nachbemessung der bestehenden Anlage ergab, dass diese mehr als ausreichend groß ausgelegt ist. Der Grund hierfür liegt allerdings in den besonders geringen Schlammvolumen Index, welcher seit 2018 gemessen wird. Würde sich dieser jedoch wieder in Richtung der Literaturwerte und damit auch den früher gemessenen Werten ändern, wäre die bestehende biologische Stufe zu klein ausgelegt.

Im Rahmen einer Variantenuntersuchung wurde nachgewiesen, dass ein Verzicht der bestehenden extern Kohlenstoffquelle nicht realisierbar ist.

Im Rahmen der örtlichen Möglichkeiten für eine Erweiterung der bestehenden Anlage wurden verschiedene Verfahren der Stickstoffelimination ausgewählt und berechnet. Ein Entscheidungskriterium bei der Auswahl der Verfahren war es, den Bedarf an Chemikalien möglichst gering zu halten.

Die Verfahren der vorgeschalteten Denitrifikation und der intermittierenden Denitrifikation haben sich hierfür angeboten. Eine Kombination dieser beiden Verfahren ergab eine dritte Verfahrensvariante, welche ein Kompromiss der beiden vorherigen Verfahren darstellt.

Die Ergebnisse dieser Neubemessungen wurden miteinander verglichen und ihr baulicher Aufwand diesbezüglich abgeschätzt. Das Verfahren der vorgeschalteten Denitrifikation schied hierbei aufgrund des hohen baulichen Aufwands und des zusätzlichen Aufwands, um eine Prozesshemmung zu verhindern, aus.

Im Anschluss hieran fand eine Kostenermittlung statt, welche das Verfahren der Verfahrenskombination klar im Vorteil sieht.

Dies liegt zum einen an den geringeren Baukosten, als auch an den Einsparungen für den Chemikalienverbrauch, welche den höheren Stromverbrauch durch die Rezirkulationspumpen mehr als kompensieren.

Diese Kostenermittlung ist jedoch nur eine grobe Abschätzung, da es für eine genaue Abschätzung einer weitergehenden Planung bedarf.

In diese Prognosen, welche auf der Anhebung des Schlammvolumen Index basieren, ist zudem kein Bevölkerungswachstum im Anschlussgebiet mit eingeplant worden. Wird mit einem Anstieg der Bevölkerung im Anschlussgebiet gerechnet, so muss dies bei der Dimensionierung des neuen Beckens berücksichtigt werden. Hierbei kann es passieren, dass die Verfahrenskombination gemäß der DWA-A 131 dann als vorgeschaltete Denitrifikation berechnet werden kann und somit auch deren Nachteile, wie das hohe Rückführungsverhältnis wieder auftreten (DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016-06, S. 36). Die Erweiterung um ein intermittierendes Becken hingegen ist von diesem Problem nicht betroffen und müsste nur größer dimensioniert werden, da es zu keiner Verfahrensumstellung oder Änderung kommt.

Die Verfahrensvariante der intermittierenden Denitrifikation für das neue Becken würde somit die besten zusätzlichen Erweiterungsmöglichkeiten bieten. Mit den aktuellen Energiepreisen wäre es zwar noch nicht das wirtschaftlich beste Verfahren, dies wird sich jedoch aus genannten Gründen ändern. Zudem bietet das Verfahren die besten Erweiterungsmöglichkeiten bei einem Wachstum der Bevölkerung im Anschlussgebiet. Das Umsetzen von Optimierungen der Anlagenführung durch die Regulierung der Methanoldosierung oder der Außerbetriebnahme eines Beckens ist für das Betriebspersonal einfacher durchzuführen aufgrund der vorhandenen Erfahrungen. Die aktuelle Ist-Situation erfordert jedoch aufgrund der Nachbemessung keine Erweiterung der biologischen Stufe.

Auf der Kläranlage Lütjenburg sollten dennoch die folgenden Optimierungen durchgeführt werden. So gab es keine Informationen über die Einleitung des Schlammwassers in die Vorklärung. Eine Anpassung dieser Einleitung und des Zeitpunktes kann eine zeitweise Überlastung der Biologie verhindern. Ein weiterer Ansatz, wie er in den beiden Varianten der Baukosten genannt wurde, wäre eine Modernisierung der Schieber, um somit das Beschickungsverhältnis der Belebungsbecken besser regulieren zu können. Damit können Starkregenereignisse, welche nicht vollständig über das Ausgleichsbecken aufgefangen werden können, in der Biologie besser aufgenommen werden und die Gefahr einer unzureichenden biologischen Behandlung sinkt. Der letzte Ansatz wäre eine stärkere und abwechselnde Beprobungsdichte im Zulauf zur Biologie, um Schwankungen im Wochengang und die Auswirkung von Starkregenereignissen besser einschätzen zu können.

Literaturverzeichnis

- Abwassertechnische Vereinigung. (1997). *ATV-Handbuch Biologische und weitergehende Abwasserreinigung* (4. Ausg.). Berlin: Ernst & Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH.
- ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2003-04). *ATV-DVWK-A 198*. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt. (07. 2013). *Technik der kommunalen Kläranlagen in Bayern - Verfahren der biologischen Abwasserreinigung*. Abgerufen am 18. 02. 2021 von https://www.lfu.bayern.de/wasser/kommunale_klaeranlagen/verfahren_biologische_abwasserbehandlung/doc/verfahren_biologische_abwasserreinigung.pdf
- Beier, D.-I. M., & et al. (2016). „*Potential und Grenzen der Phosphorrückgewinnung für Kläranlagen mit biologischer Phosphorelimination in Niedersachsen*“. Hannover: Leibniz Universität Hannover Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH).
- Breitkopf, A. (11. 12. 2020). *Industriestrompreise in Deutschland in den Jahren 2000 bis 2020*. Abgerufen am 07. 04. 2021 von Statista: <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/155964/umfrage/entwicklung-der-industriestrompreise-in-deutschland-seit-1995/#:~:text=Im%20Jahr%202018%20betr%C3%A4gt%20der%20Strompreis%20f%C3%BCr%20die,im%20selben%20Jahr%20rund%202017%2C96%20Cent%20pro%20Kil>
- Breitkopf, A. (31. 03. 2021). *Methanol - Durchschnittlicher Preis auf dem europäischen Markt bis 2021*. Abgerufen am 07. 04. 2021 von Statista: <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/730823/umfrage/durchschnittlicher-preis-fuer-methanol-auf-dem-europaeischen-markt/>
- Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi). (2017). *Strom 2030 Langfristige Trends - Aufgeban für die kommenden Jahre*. Berlin: Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi).
- Deloitte Consulting GmbH. (2018). *Strommarktstudie 2030 - Ein neuer Ausblick für die Energiewirtschaft*. Berlin: Deloitte Consulting GmbH.
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. (2016). *Belebungs-Expert Version 3.03+*. Hennef, Nordrhein-Westfalen, Deutschland.
- Deutscher Bundestag. (19. 06. 2020). *Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushaltes (Wasserhaushaltsgesetz - WHG)*. Abgerufen am 22. 02. 2021 von https://www.gesetze-im-internet.de/whg_2009/BJNR258510009.html
- Deutscher Bundestag. (16. 06. 2020). *Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV)*. Abgerufen am 22. 02. 2021 von <http://www.gesetze-im-internet.de/abwv/BJNR056610997.html>

- DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2016-06). *DWA-A 131 - Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen*. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- Günkel-Lange, T. (2012). *Sauerstoffzufuhr und α -Werte feinblasiger Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren*. Darmstadt: Verein zur Förderung des Instituts der TU Darmstadt e.V.
- Hansen + Klümpen. (14. 05 2013). Kläranlage Lütjenburg R+I Schema Entwurf. *Kläranlage Lütjenburg R+I Schema Entwurf*. Neumünster, Schleswig-Holstein, Deutschland: Stadtwerke Lütjenburg.
- Höll, K., & Nießner, R. (2020). *Wasser: Nutzung im Kreislauf: Hygiene, Analyse und Bewertung*. München: De Gruyter.
- Imhoff, K., Imhoff, K., & Jardin, N. (2018). *Taschenbuch der Stadtentwässerung* (32. Ausg.). (N. Jardin, Hrsg.) Essen: DIV Deutscher Industrieverlag.
- Institut Dr. Flad. (kein Datum). *Chemischer Index und Gewässergüte - Die Bestimmung eines Chemischen Indexes zur Ermittlung*. Abgerufen am 09. 04 2021 von Chemischer Index und Gewässergüte - Die Bestimmung eines Chemischen Indexes zur Ermittlung: https://www.chf.de/eduthek/chemischer-index/Chemischer_Index.pdf
- Jana Brauweiler, K. H. (2003). *Internationales Umweltmanagement Band II: Umweltmanagementinstrumente und -systeme*. Wiesbaden: Gabler Verlag.
- Landesregierung Schleswig-Holstein. (13. 11 2019). *Landesvorschriften und Landesrechtsprechung - Landeswassergesetz (LWG)*. Abgerufen am 24. 02 2021 von http://www.gesetze-rechtsprechung.sh.juris.de/jportal/portal/t/f7e/page/bssshoprod.psml?pid=Dokumentanzeige&showdoccase=1&js_peid=Trefferliste&fromdoctodoc=yes&doc.id=jlr-WasGSH2020pP44&doc.part=X&doc.price=0.0&doc.hl=0#jlr-WasGSH2020pP44
- Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein . (05 2017). *Beseitigung von kommunalen Abwässern in Schleswig-Holstein Lagebericht 2016*. Abgerufen am 20. 04 2021 von Beseitigung von kommunalen Abwässern in Schleswig-Holstein Lagebericht 2016: https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/A/abwasser/Downloads/Lagebericht2016.pdf?__blob=publicationFile&v=2
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein. (März 2005). *Bilanz Abwasserbehandlung in Schleswig-Holstein*. Abgerufen am 26. 03 2021 von https://www.schleswig-holstein.de/DE/Landesregierung/V/Service/Broschueren/Broschueren_V/Umwelt/pdf/Abwasser_Bilanz_05.pdf?__blob=publicationFile&v=3

- PFI Planungsgemeinschaft. (7. 10 2019). Auslegung der Belüftung. Hannover, Niedersachsen, Deutschland.
- PFI Planungsgemeinschaft GbR Beratende Ingenieure. (09. 05 2011). Kläranlage Lütjenburg - Bestand - Lageplan. *Kläranlage Lütjenburg - Bestand - Lageplan*. Hamburg, Hamburg, Deutschland.
- Stadt Eckernförde. (2020). *Kläranlage Eckernförde - Neubau Belebung Gewerk 1 - Bauarbeiten Leistungsbeschreibung*. Eckernförde: Stadt Eckernförde.
- Stadt Eckernförde. (2020). *Kläranlage Eckernförde Neubau Belebung Gewerk 2 - Maschinentechnische Ausrüstung Leistungsbeschreibung*. Eckernförde: Stadt Eckernförde.
- Stadt Eckernförde. (2020). *Kläranlage Eckernförde Neubau Belebung Gewerk 3 - Elektrotechnische Ausrüstung Leistungsverzeichnis*. Eckernförde: Stadt Eckernförde.
- Stadt Lütjenburg. (unbekannt). *Einlaufgenehmigung der Kläranlage Lütjenburg*. Lütjenburg.
- Stadtwerke Lütjenburg. (12. 12 2019). *Satzung des Kommunalunternehmens Stadtwerke Lütjenburg - Anstalt des*. Abgerufen am 24. 02 2021 von https://www.stadtwerke-luetjenburg.de/fileadmin/kundendaten/ASS_2019.pdf
- Sulzer Ltd. (kein Datum). Abgerufen am 11. 04 2021 von Rezirkulationspumpe Typ ABS XRCP 400: https://www.sulzer.com/germany/-/media/files/products/pumps/submersible-pumps/product-information/submersible-heavy-duty-pumps/submersible-recirculation-pump-type-abs-xrcp/technical-data-sheets/xrcp_400_50hz_tds.ashx?la=de-ch
- Uckschies, T. (2017). *Feinrechen in der Abwasserreinigung*. Wiesbaden: Springer Vieweg.
- Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt. (2006). *Abwasserbehandlung* (3. Ausg.). Weimar: Vdg Verlag Im Jonas Verlag.
- Westprignitzer Trinkwasser und Abwasserzweckverband. (2020). *Kläranlage Perleberg - Neubau einer Schlammfäulung - IB1 - Bautechnik Leistungsbeschreibung*. Perleberg: Westprignitzer Trinkwasser und Abwasserzweckverband.
- Westprignitzer Trinkwasser und Abwasserzweckverband. (2020). *Kläranlage Perleberg - Neubau einer Schlammfäulung - VMA1 - Technische Ausrüstung Fäulung Leistungsbeschreibung*. Perleberg: Westprignitzer Trinkwasser und Abwasserzweckverband.
- Willhöft, M. (29. 10 2020). Ortstermin Lütjenburg. (C. Wolffson, & A. Wagenbach, Interviewer)

Anhang

Nr.	
1	Messwerte des Sondermessprogramms + Reduzierungsfaktoren
2	Nachbemessung (nur digital)
3	Nachbemessung Belebungs-Expert
4	Neubemessung intermittierende Denitrifikation mit externer C-Quelle
5	Neubemessung intermittierende Denitrifikation ohne externer C-Quelle
6	Neubemessung vorgeschaltete Denitrifikation
7	Neubemessung der Verfahrenskombination (nur digital)
8	Lageplan
9	Beckenvolumen Kläranlage Lütjenburg
10	Baukosten intermittierendes Becken
11	Baukosten Verfahrenskombination
12	Bemessung der intermittierenden Denitrifikation nach Mittelwerten
13	Bemessung der Verfahrenskombination nach Mittelwerten
14	Wirtschaftlichkeitsbetrachtung