

## Auswirkungen des regionalen Klimawandels auf die Abwasserbehandlung

### Produkt 3.2.4d

Status: Abschlussbericht  
Datum: 22.05.2013

#### TP 3.2 - TP Wassersysteme

TP-Leiter: Prof. Dr. Peter Krebs  
TU Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft

Bearbeiter: Dr.-Ing. Volker Kühn, Dipl.-Ing. Sebastian Kempke, Dipl.-Ing. Johannes Effenberger, Dipl.-Ing. Norbert Günther  
TU Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft

Kontakt: Dipl.-Ing. Norbert Günther  
TU Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft  
Bergstraße 66, Chemie-Bau, 1. Etage, Zi. 170  
Tel.: 0351/46337020  
Fax: 0351/46337204  
E-Mail: [norbert.guenther@tu-dresden.de](mailto:norbert.guenther@tu-dresden.de)

#### **REGKLAM Entwicklung und Erprobung eines Integrierten Regionalen Klimaanpassungsprogramms für die Modellregion Dresden**

Gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung  
Förderkennzeichen: 01 LR 0802

Koordination: Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e. V. (IÖR)  
Weberplatz 1, 01217 Dresden  
Projektleiter: Prof. Dr. Dr. h.c. Bernhard Müller

**[www.regklam.de](http://www.regklam.de)**



## Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung und Problemstellung .....	7
1.1	AUSSAGEN ZUM REGIONALEN KLIMAWANDEL IN DER MODELLREGION DRESDEN .....	7
1.2	ZIEL DES TEILPROJEKTES IM RAHMEN DES VERBUNDFORSCHUNGSPROJEKTES REGKLAM .....	7
1.3	GRUNDZÜGE DER ABWASSERENTSORGUNG .....	8
1.4	CHARAKTERISTIK DES EINZUGSGEBIETES.....	9
2.	Mögliche Veränderungen von Abwassereigenschaften .....	12
2.1	VERÄNDERUNG KLIMATISCHER RAHMENBEDINGUNGEN .....	12
2.2	VERÄNDERUNGEN VON ABWASSERANFALL UND BESCHAFFENHEIT.....	14
2.2.1	<i>Konzentrationen und Volumenströme</i> .....	14
2.2.2	<i>Abwassertemperatur</i> .....	15
2.2.3	<i>Vorabbau</i> .....	17
2.2.4	<i>Schlussfolgerung</i> .....	17
2.3	BEWERTUNG DER AUSWIRKUNGEN AUF DAS SYSTEM KLÄRANLAGE .....	18
2.3.1	<i>Sommerhalbjahr</i> .....	18
2.3.2	<i>Winterhalbjahr</i> .....	19
2.3.3	<i>Gefährdungspotenziale für die Abwasserbehandlung und Themeneingrenzung</i> .....	19
3.	Kalte Mischwasserereignisse .....	23
3.1	LITERATURRECHERCHE .....	23
3.1.1	<i>Grundsätzliche Auswirkungen von Mischwasserereignissen</i> .....	23
3.1.2	<i>Nitrifikation bei Mischwasserereignissen</i> .....	23
3.1.3	<i>Nitrifikation bei kalten Temperaturen</i> .....	24
3.1.4	<i>Weitere Auswirkungen niedriger Temperaturen auf die Abwasserreinigung</i> .....	30
3.1.5	<i>Auswirkungen niedriger Temperaturen auf die Schlammstabilisierung</i> .....	32
3.1.6	<i>Auswirkungen niedriger Temperaturen auf die Sauerstoffzufuhr</i> .....	33
3.2	UNTERSUCHUNGEN AN DER HALBTECHNISCHEN VERSUCHSANLAGE .....	35
3.3	SIMULATION DER VERRINGERTEN ABWASSERTEMPERATUREN AUF DIE ABBAUPROZESSE .....	37
3.4	SCHLUSSFOLGERUNG .....	39
4.	Veränderung der Kationenverhältnisse .....	41
4.1	ALLGEMEINES .....	41
4.2	LITERATURRECHERCHE .....	41
4.2.1	<i>Bedeutung der Kationen für die Schlammeigenschaften</i> .....	41
4.2.2	<i>Auswirkungen verschiedener Kationen</i> .....	42
4.3	UNTERSUCHUNGEN AN DER HALBTECHNISCHEN VERSUCHSANLAGE .....	45
4.4	BATCHVERSUCHE ZUR ERMITTLUNG DES IONENAUSTAUSCHES.....	47
4.5	BATCHVERSUCHE ZUR VERÄNDERUNG DER ABSETZEIGENSCHAFTEN.....	48
4.6	SCHLUSSFOLGERUNG .....	50

5.	Anpassungsmaßnahmen im Bereich Kläranlage .....	51
5.1	ALLGEMEINES .....	51
5.2	ANPASSUNGSMABNAHMEN ZUR MINIMIERUNG DER MISCHWASSERENTLASTUNGEN.....	51
5.2.1	<i>Allgemeines</i> .....	51
5.2.2	<i>Verbesserung und Stabilisierung der Absetzwirkung</i> .....	52
5.2.3	<i>Vermehrte Mischwasserbehandlung</i> .....	60
5.2.4	<i>Speicherbewirtschaftung</i> .....	64
5.2.5	<i>Zusammenfassung</i> .....	64
5.3	ANPASSUNGSMABNAHMEN AN KALTE MISCHWASSEREREIGNISSE.....	64
5.3.1	<i>Temperaturverringerungen</i> .....	64
5.3.2	<i>Schlammeigenschaften und Kationen</i> .....	65
6.	Zusammenfassung und Ausblick.....	66
7.	Literaturverzeichnis .....	69
8.	Maßnahmenblatt.....	75

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1	Schematische Darstellung der Kläranlage Dresden-Kaditz	10
Abbildung 2-1	Darstellung der prognostizierten Veränderung der Anzahl der Tage pro Jahr für Frosttage mit Niederschlag und Regentage im Winter bis zum Jahr 2100	14
Abbildung 2-2	Verlauf der Luft- und Abwassertemperatur der Kläranlage Dresden-Kaditz während der Jahre 2010 und 2011	16
Abbildung 2-3	Beispielhafter Verlauf der Zulauftemperatur und des Zulaufvolumenstromes der Kläranlage Dresden-Kaditz anhand 2 kalter Mischwasserereignisse	16
Abbildung 3-1	Theoretische Betrachtung zur Abnahme der Nitrifikation im Vergleich zu verschiedenen Bezugstemperaturen	25
Abbildung 3-2	Bestimmung des aeroben Schlammalters für Nitrifikation (Henze u. Bundgaard, 1982)	28
Abbildung 3-3	Bestimmung des Schlammalters für Nitrifikation (Boon u. Anderson, 1991)	28
Abbildung 3-4	Bestimmung des aeroben Schlammalters für Nitrifikation (Jansen, 1991)	29
Abbildung 3-5	Temperaturfaktoren der Denitrifikation mit Bezug auf 20 °C nach Henze Christensen u. Harremoës (1977)	30
Abbildung 3-6	Denitrifikationsgeschwindigkeit als Funktion von Temperatur und C-Quelle (Henze u. Bundgaard, 1982)	32
Abbildung 3-7	Erhöhung des $kLa$ -Wertes und des Sauerstoffsättigungswertes bei verringerten Temperaturen im Vergleich zur Bezugstemperatur von 12°C	34
Abbildung 3-8	Erhöhung der Sauerstoffzufuhr bei verringerten Temperaturen im Vergleich zur Bezugstemperatur von 12°C	34
Abbildung 3-9	Schematischer Aufbau der halbtechnischen Versuchsanlage	36
Abbildung 3-10	Auswirkung der Zugabe von kaltem Regenwasser auf die Ablauftemperatur	37
Abbildung 3-11	Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumablaufkonzentration	38
Abbildung 3-12	Unterschreitungshäufigkeit der Nitratablaufkonzentration	39
Abbildung 4-1	Abhängigkeit des Schlammindex von dem anorganischen Anteil des Belebtschlammes gemäß Peeters et al. (2011)	44
Abbildung 4-2	Verlauf der Ablaufleitfähigkeit und -temperatur bei Zugabe von Leitungswasser in den Zulauf zum Belebungsbecken	46
Abbildung 4-3	Auswirkung der Leitungswasserzugabe auf den Verlauf der maßgebenden Kationen im Ablauf der Anlage	46
Abbildung 4-4	Schematische Darstellung der durchgeführten Laborversuche	47
Abbildung 4-5	Identifizierte Abweichungen bei Calcium und Natrium anhand der Gleichgewichtskonzentrationen aufgrund der Ionenaustauschprozesse	48
Abbildung 5-1:	Abfall des TS-Gehaltes im Ablauf der beiden Belebungsbeckengruppen BB1-3 und BB4-6 der Kläranlage Dresden-Kaditz	54
Abbildung 5-2	Auswirkungen der Aluminiumzugabe auf den Aluminiumgehalt im Schlamm und den Schlammindex	58
Abbildung 5-3	Wirkungsweise der Polymerzugabe auf den Schlamm Spiegel	59
Abbildung 5-4	Schematische Darstellung der Funktionsweise des Bypassverfahrens	61

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1	Einteilung der Kläranlagen-Größenklassen und einzuhaltende Überwachungswerte gemäß Abwasserverordnung (1997)	8
Tabelle 2-1	Zusammenfassung der prognostizierten klimatischen Veränderungen im Raum Dresden (Bernhofer et al., 2009, 2011, 2011a)	13
Tabelle 2-2	Zusammenfassung der möglichen Veränderungen auf verschiedene Parameter im Sommer- und Winterhalbjahr	17
Tabelle 2-3	Zusammenfassung der Veränderung der Prozessparameter	22
Tabelle 3-1	Notwendiges aerobes Schlammalter in Abhängigkeit der Temperatur nach Orth et al. (2005)	30
Tabelle 3-2	Einfluss auf das Betriebsregime der Kläranlage	39
Tabelle 4-1	Zusammenfassung der ermittelten Absetzgeschwindigkeiten beim Zeitversuch mit und ohne Calciumzugabe über den Versuchszeitraum von 72 h	49
Tabelle 5-1	Zusammenstellung der Zugabemengen	57
Tabelle 5-2	Erhöhung des behandelten Mischwasservolumens der verschiedenen Ereignisse	63

# **1. Einleitung und Problemstellung**

## **1.1 Aussagen zum regionalen Klimawandel in der Modellregion Dresden**

Klimawandel führt im Raum Dresden bis zum Jahr 2100 zu einem projizierten Temperaturanstieg von 2,0 bis 3,5 °C (Bernhofer et al., 2011). Die Temperaturanstiege werden sowohl im Sommer als auch im Winter erwartet. Für die Niederschlagsmengen existieren bisher keine aussagekräftigen Projektionen hinsichtlich der räumlichen Komponente und der detaillierten Niederschlagsverteilung. Grundsätzlich gehen Bernhofer et al. (2011) davon aus, dass im Sommer vermehrt längere Trockenperioden und gleichzeitig Starkniederschläge bei gleichzeitig unveränderter Niederschlagsmenge auftreten. Im Winter werden aufgrund der mildereren Temperaturen kaum signifikante Schneemengen akkumulieren, da diese vergleichsweise schnell abtauen und als Mischwasserereignisse in das Kanalsystem gelangen.

## **1.2 Ziel des Teilprojektes im Rahmen des Verbundforschungsprojektes REGKLAM**

Im Rahmen des Verbundforschungsprojektes REGKLAM war es die Hauptaufgabe die Auswirkungen der veränderten klimatischen Randbedingungen auf die Abwasserbehandlung zu ermitteln, zu bewerten und darauf aufbauend Anpassungsmaßnahmen zu konzipieren, um eine zukunftsfähige Abwasserbehandlung gewährleisten zu können.

Ausgehend von den klimatischen Randbedingungen werden mögliche Veränderungen der Abwassereigenschaften, deren Auswirkungen auf die Abwasserbehandlung beschrieben sowie die maßgebenden Untersuchungsschwerpunkte definiert. Die Problematiken der kalten Mischwasserereignisse sowie der Veränderungen der Kationenverhältnisse werden durch eine Literaturrecherche beschrieben und anhand von Labor- und halbtechnischen Versuchen untersucht.

Darauf aufbauend werden Anpassungsmaßnahmen konzipiert, mit denen auf die Auswirkungen der zukünftigen klimatischen Veränderungen reagiert werden kann.

### 1.3 Grundzüge der Abwasserentsorgung

Kommunale Kläranlagen bestehen aus einer Kombination mechanischer, biologischer und chemischer Verfahren, mit denen die Verschmutzung des gesammelten Abwassers so vermindert wird, dass die ökologische Schadwirkung nach Einleitung in das anliegende Fließgewässerökosystem möglichst gering ausfällt. Die einzuhaltenden Anforderungen an das gereinigte Abwasser werden durch die in der Abwasserverordnung (AbwV, 1997) formulierten Überwachungswerte definiert und durch die zuständige Wasserbehörde kontrolliert. Dabei erfolgt eine Einteilung in verschiedene Größenklassen, an die unterschiedliche Anforderungen gestellt werden. In Tabelle 1-1 sind die Anforderungen gemäß Anhang 1 AbwV (1997) dargestellt.

Ziel der Abwasserbehandlung ist es, die gesetzlichen Vorgaben hinsichtlich der Qualität des Kläranlagenablaufs mit technischen Mitteln und unter Minimierung des wirtschaftlichen Aufwandes zu erreichen. Hierfür wird bei der kommunalen Abwasserbehandlung allgemein zunächst eine mehrstufige mechanische Reinigung durchgeführt, bevor das Abwasser biologisch behandelt wird. Dabei entstehen biologisch aktive Schlämme, die einer geeigneten Entsorgung zuzuführen sind, wobei im Regelfall eine aerobe bzw. anaerobe Behandlung der Schlämme erforderlich ist, um die biologische Aktivität zu verringern (Stabilisierung).

Tabelle 1-1 Einteilung der Kläranlagen-Größenklassen und einzuhaltende Überwachungswerte gemäß Abwasserverordnung (1997)

Größenklasse	Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	Biochem. Sauerstoffbedarf (BSB <sub>5</sub> )	Ammonium-Stickstoff (NH <sub>4</sub> -N)	Summe aus Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoff (N <sub>anorg</sub> )	Phosphor gesamt (P <sub>ges</sub> )
	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
1 (BSB <sub>5,roh</sub> < 60 kg/d)	150	40	-	-	-
2 (60 kg/d < BSB <sub>5,roh</sub> < 300 kg/d)	110	25	-	-	-
3 (300 kg/d < BSB <sub>5,roh</sub> < 600 kg/d)	90	20	10	-	-
4 (600 kg/d < BSB <sub>5,roh</sub> < 6000 kg/d)	90	20	10	18	2
5 (BSB <sub>5,roh</sub> > 6000 kg/d)	75	15	10	13	1

Die Auslegung kommunaler Kläranlagen, bei vernachlässigbaren Anteilen an industriellen Abwasserströmen, ist abhängig von der Anzahl der angeschlossenen Einwohner. Die Charakteristik des angeschlossenen Kanalnetzes bzw. Einzugsgebietes beeinflusst die einzelnen Planungsannahmen zusätzlich. Einerseits definiert die Anzahl der angeschlossenen Einwohner die stoffliche Belastung der Kläranlage hinsichtlich der Parameter CSB, BSB, N und P. Andererseits werden einige Randbedingungen der Abwasserreinigung durch spezifische Eigenschaften des Einzugsgebietes wie z.B. dem Fremdwassereinfluss oder Niederschlagswassereinleitungen verändert. Faktoren wie die Abwassertemperatur oder der Volumenstrom im Kläranlagenzulauf werden daher von den klimatischen Bedingungen beeinflusst.

#### **1.4 Charakteristik des Einzugsgebietes**

Die zentrale Abwasserreinigungsanlage Dresden-Kaditz behandelt Abwasser in einer Größenordnung von 740.000 EW bei einem mittleren Trockenwetterzufluss von ca. 120.000 m<sup>3</sup>/d. Neben dem Stadtgebiet wird unter anderem das Abwasser der umliegenden Orte Freital, Tharandt, Bannewitz, Radebeul-Ost sowie seit 2006 Pirna, Heidenau, Berggießhübel und Bad Gottleuba behandelt. Dadurch ist das Kanalnetz verhältnismäßig weitläufig. Am Zulauf zur Kläranlage vereinigt sich der Neustädter und der Altstädter Abfangkanal. Bestimmte Starkregenereignisse überschreiten die hydraulische Kapazität der Anlage, weswegen die Möglichkeit besteht, überschüssiges Abwasser in ein Regenüberlaufbecken zu fördern. Das gespeicherte Wasser wird nach Absinken der Zulaufmenge unter die vereinbarte Mischwassermenge behandelt. In Abbildung 1-1 ist ein vereinfachtes Verfahrensschema der Kläranlage Dresden-Kaditz dargestellt.

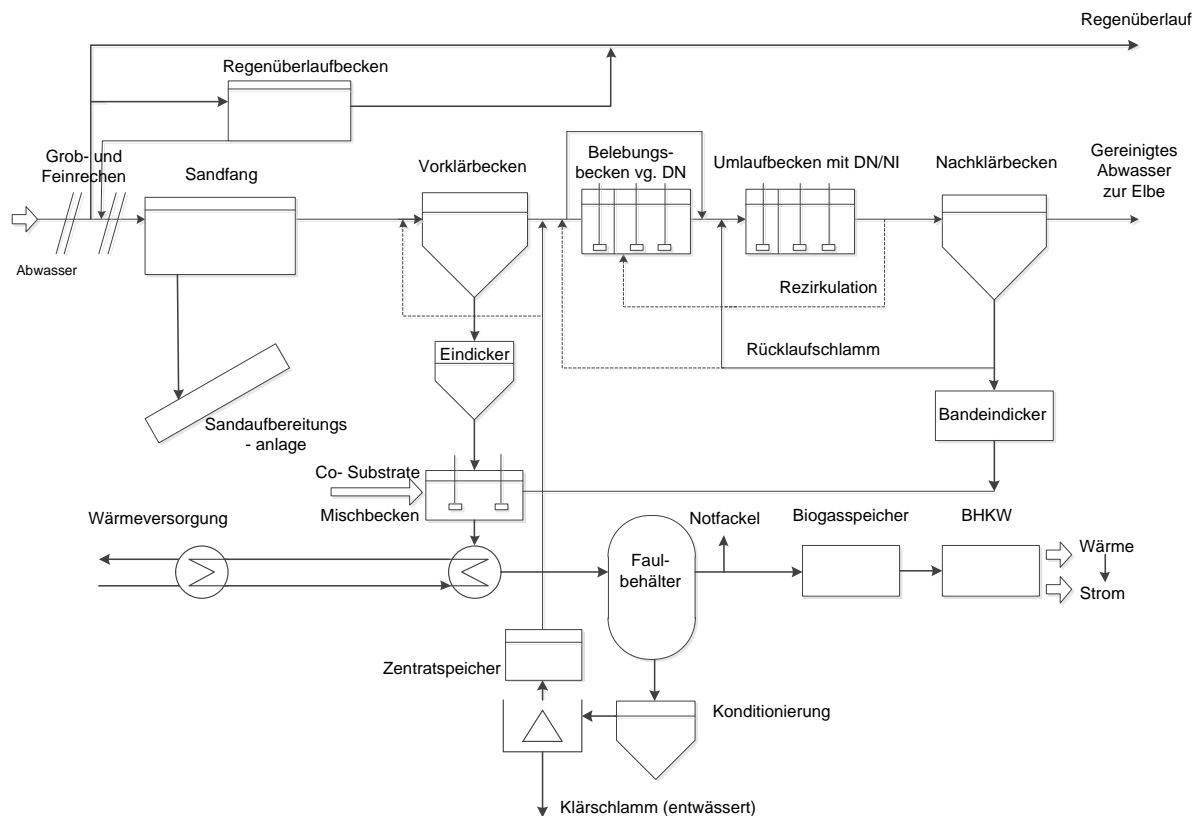


Abbildung 1-1 Schematische Darstellung der Kläranlage Dresden-Kaditz

Die Abwasserreinigung erfolgt zunächst mechanisch mittels Grob- und Feinrechen, Sandfang und Vorklärung. Im Abwasser enthaltener Sand wird in zwei parallel angeordneten Sandfängen sedimentiert. Nach Räumung der am Boden befindlichen Absatzschicht aus Sand, Kies und Steinen werden diese gewaschen und als Sekundärrohrstoff genutzt. Anschließend wird das Abwasser auf drei rechteckige Vorklärbeckengruppen (je 2 Becken) verteilt. Hier werden absetzbare Stoffe sedimentiert und als Primärschlamm weiterbehandelt. Gleichzeitig sammeln sich Öle, Fette und feste Schwimmstoffe an der Oberfläche und werden durch ein Räumschild abgezogen. Primär- und Schwimmschlamm werden anschließend zur Schlammbehandlung gefördert. Das vorgeklärte Abwasser gelangt anschließend in die biologische Reinigung.

Die biologische Reinigungsstufe beinhaltet die Kohlenstoffelimination mit simultaner Nitrifikation (N) und Denitrifikation (DN) sowie vorgeschaltete unbelüftete Becken, welche eine vorgeschaltete Denitrifikation (vg. DN) ermöglichen. Die Belebungsbecken sind als Umlaufbecken mit betrieblich flexiblen aeroben und anoxischen Zonen ausgeführt. Um bei Substratmangel eine ausreichende Denitrifikation zu gewährleis-

ten, besteht die Möglichkeit externe Kohlenstoffquellen (Ethanol) zuzugeben. Die Regulierung des pH-Wertes erfolgt nötigenfalls durch die Zugabe von Kalk. Für die simultane Elimination von Phosphorverbindungen werden im Regelfall Eisensalze als Fällmittel eingesetzt. Die Trennung des gereinigten Abwassers vom Belebtschlamm erfolgt sedimentativ in runden Nachklärbecken.

Die Schlammbehandlung besteht aus statischer Voreindickung des Primärschlammes und einer mechanischen Aufkonzentration des Überschussschlammes mit Bandeindickern. Anschließend werden beide Schlämme den Faultürmen zugeführt. Hier werden die abbaubaren organischen Feststoffe weitgehend abgebaut, wobei Biogas als Energieträger entsteht. Das Biogas wird in BHKW zur Erzeugung von Strom und Wärme für den Eigenbedarf verwendet. Der anaerob stabilisierte Schlamm wird zur Verringerung von Masse und Volumen mittels Dekanter entwässert. Anschließend erfolgt die Entsorgung. Das bei den verschiedenen Entwässerungsschritten anfallende Schlammwasser wird gespeichert und anschließend wahlweise vor die Vorklärung oder in das anoxische Verteilerbecken vor der Lüftungsstufe dosiert.

## 2. Mögliche Veränderungen von Abwassereigenschaften

### 2.1 Veränderung klimatischer Rahmenbedingungen

Tabelle 2-1 stellt die wichtigsten projizierten Veränderungen der klimatischen Parameter als Mittelwerte über die gesamte Modellregion Dresden und die Mittelwerte der Messungen zusammen. Die Mittelwerte beziehen sich dabei auf das Szenario A1B, während die Spannweiten aus den niedrigsten und höchsten Werten der in REGKLAM genutzten Szenarios resultieren. Detaillierte Informationen hinsichtlich der Modellierung, der Modellergebnisse sowie deren Unsicherheiten und Aussagekraft werden von Bernhofer et al. (2009, 2011, 2011a) dargestellt. Einige wesentliche Aspekte und Ergebnisse dieser Untersuchungen für die Abwasserbehandlung werden im Folgenden zusammengefasst.

Ausgehend von den Ergebnissen des Klimamodells für die Region Dresden werden im Zuge des Klimawandels die Lufttemperaturen sowohl für das Sommerhalbjahr als auch für das Winterhalbjahr ansteigen. Dies entspricht einer Fortsetzung des messtechnisch erfassten Trends. Allerdings fällt der modellierte Temperaturanstieg für den Winter deutlicher als für den Sommer aus. Der ansteigende Trend der Temperaturen bewirkt eine mengenmäßige Verringerung der jährlichen Frost- und Eistage und eine Vermehrung der Sommertage.

Die Entwicklung des Niederschlages ist mit hohen Unsicherheiten verbunden. Für die jährliche Niederschlagsmenge wird insgesamt eine Verringerung durch die Modelle projiziert. Diese ergibt sich insbesondere in den Sommermonaten, während für die Wintermonate steigende Niederschlagsmengen erwartet werden. Eine Zunahme der Tage mit starkem Niederschlag (> 20 mm) wird durch die Modelle nicht eindeutig dargestellt. Für das Sommerhalbjahr ist eine Vermehrung der Trockenwettertage möglich, während die Aussagen für das Winterhalbjahr diesbezüglich nicht eindeutig sind. Unabhängig davon gehen Bernhofer et al. (2011) davon aus, dass im Sommer längere Trockenperioden und stärkere Niederschlagsereignisse auftreten werden.

Es ist absehbar, dass die Winterniederschläge durch die ebenfalls projizierte Verringerung der Frost- und Eistage vermehrt als unmittelbar abflusswirksamer Niederschlag fallen und die Akkumulation in Schneedecken rückläufig ist. Die Veränderung der Anzahl der Frosttage mit Niederschlag und der Regentage im Winter bei Temperaturen oberhalb von 0 °C wurde unter Nutzung des Klimamodells WEREX IV A1B untersucht. Abbildung 2-1 stellt die Ergebnisse dieser Untersuchung dar. Demnach ist mit einer deutlichen Abnahme der Jahresfrosttage mit Niederschlag bis zum Jahr

2100 zu rechnen. Im selben Zeitraum werden die Regentage im Winter bei mittleren Lufttemperaturen oberhalb von 0°C deutlich ansteigen. Daher ist das häufigere Auftreten von kalten Mischwasserereignissen zu erwarten.

Tabelle 2-1 Zusammenfassung der prognostizierten klimatischen Veränderungen im Raum Dresden (Bernhofer et al., 2009, 2011, 2011a)

<b>Zeitscheibe</b>	<b>1961–1990</b> Messung	<b>1991–2010</b> Messung	<b>2021–2050</b> Modelle	<b>2071–2100</b> Modelle
Mittelwert	Mittelwert	Änderung	mittl. Änderung (Spannweite)	mittl. Änderung (Spannweite)
<b>Temperatur Sommerhalbjahr</b> (°C, April – September)	<b>13,9</b>	<b>+0,8</b>	<b>+0,9</b> (+0,5 bis +1,1)	<b>+2,4</b> (+1,1 bis +3,1)
<b>Temperatur Winterhalbjahr</b> (°C, Oktober – März)	<b>2,6</b>	<b>+0,5</b>	<b>+1,0</b> (+0,7 bis +1,4)	<b>+2,8</b> (+1,7 bis +3,0)
<b>Anzahl Sommertage</b> (maximale Temperatur 25 °C und darüber)	<b>31,4</b>	<b>+9,1</b>	<b>+9,2</b> (+6,3 bis +13,3)	<b>+24,7</b> (+13,1 bis +26,6)
<b>Anzahl heiße tage</b> (maximale Temperatur 30 °C und darüber)	<b>5,4</b>	<b>+3,4</b>	<b>+2,6</b> (+1,8 bis +3,7)	<b>+10,1</b> (+3,5 bis +11,9)
<b>Anzahl Tropennächte</b> (minimale Temperatur 20 °C und darüber)	<b>0,7</b>	<b>+0,5</b>	<b>+0,9</b> (+0,2 bis +1,3)	<b>+4,1</b> (+0,5 bis +8,1)
<b>Anzahl Eistage</b> (maximale Temperatur unter 0 °C)	<b>32,5</b>	<b>-5,6</b>	<b>-8,2</b> (-13,2 bis -4,7)	<b>-18,1</b> (-23,3 bis -12,2)
<b>Anzahl Frosttage</b> (minimale Temperatur unter 0 °C)	<b>91,5</b>	<b>-0,3</b>	<b>-16,7</b> (-23,5 bis -11,7)	<b>-41,0</b> (-47,4 bis -26,7)
<b>Heizgradtage</b> (K d/a, Maß f. Wärmeenergiebedarf während der Heizperiode)	<b>3882</b>	<b>-254</b>	<b>-320</b> (-463 bis -181)	<b>-827</b> (-964 bis -478)
<b>Kühlgradtage</b> (K d/a, Maß f. Kühlenergiebedarf im Sommer)	<b>41</b>	<b>+19</b>	<b>+22</b> (+15 bis +25)	<b>+84</b> (+31 bis +110)
<b>Niederschlag Sommerhalbjahr</b> (mm, April – September)	<b>439</b>	<b>+17</b>	<b>-20</b> (-54 bis +10)	<b>-46</b> (-61 bis -18)
<b>Niederschlag Winterhalbjahr</b> (mm, Oktober – März)	<b>354</b>	<b>+28</b>	<b>+5</b> (-26 bis +35)	<b>+21</b> (-29 bis +55)
<b>Anzahl trockener Tage im Sommerhalbjahr</b> (Niederschlag < 1 mm)	<b>125</b>	<b>+1</b>	<b>+4</b> (0 bis +7)	<b>+10</b> (+6 bis +12)
<b>Tage mit starkem Niederschlag im Sommerhalbjahr</b> (Niederschlag > 20 mm)	<b>3,6</b>	<b>+0,5</b>	<b>-0,1</b> (-0,7 bis +0,2)	<b>-0,1</b> (-0,5 bis +0,3)

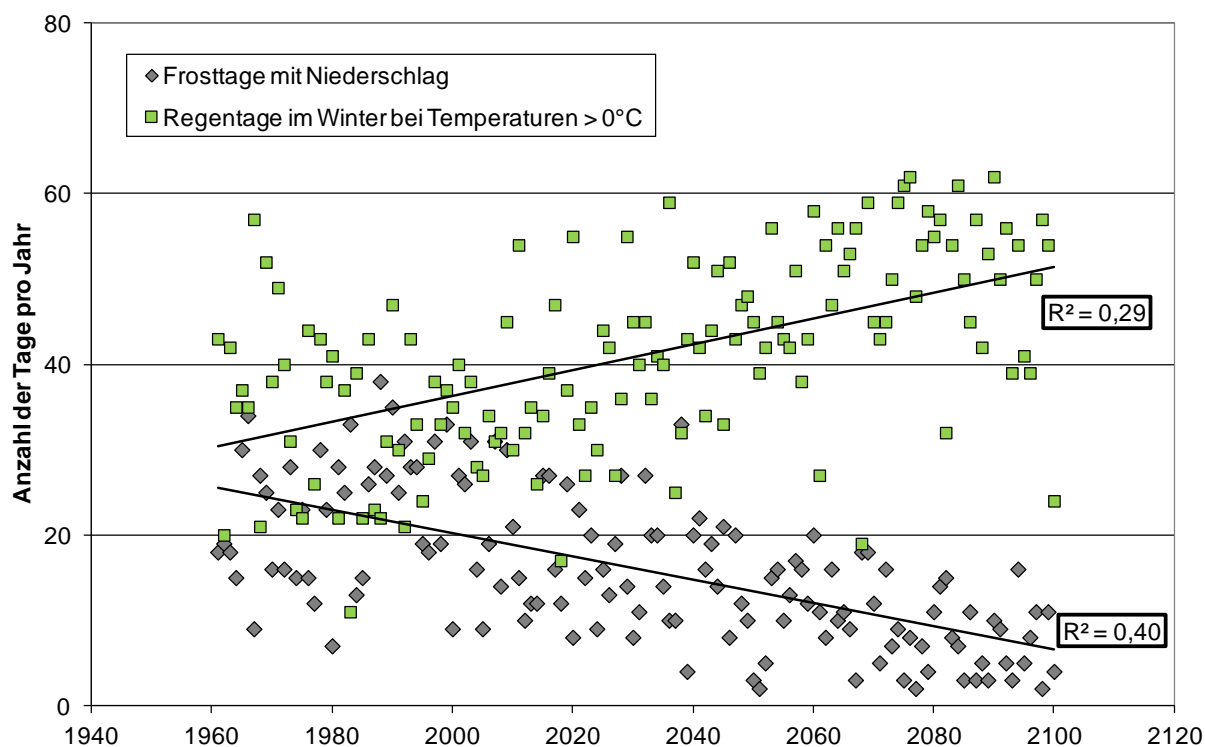


Abbildung 2-1 Darstellung der prognostizierten Veränderung der Anzahl der Tage pro Jahr für Frosttage mit Niederschlag und Regentage im Winter bis zum Jahr 2100

## 2.2 Veränderungen von Abwasseranfall und Beschaffenheit

### 2.2.1 Konzentrationen und Volumenströme

Kanalisationen nach dem Mischsystem werden einerseits durch Regenwasser, welches in das Kanalnetz eingeleitet wird und andererseits durch Bodenwasser beeinflusst, das als Fremdwasser in das Kanalsystem infiltriert. Regenwasser und teilweise auch Fremdwasser sind abhängig von den Niederschlagsmengen und bewirken eine Vergrößerung des abzuleitenden Abwasservolumens.

Die projizierten Veränderungen des Niederschlags können dementsprechend eine Erhöhung der Stoffkonzentrationen im Sommer und eine Verringerung im Winter verglichen mit den historischen Verhältnissen bewirken. Der Massestrom eines zu behandelnden Stoffes (Fracht) wird hierdurch prinzipiell nicht verändert. Sauerstoffzehrende Inhaltsstoffe unterliegen allerdings einem Vorabbau, der durch Abwassertemperatur, hydraulische Verweilzeit im Kanalnetz und den Eintrag von Elektronenakzeptoren (Sauerstoff und/oder Nitrat) beeinflusst wird. Es kann sich auch eine Änderung des Massestroms partikulärer Stoffe infolge von Veränderungen der Erosionsdynamik im Einzugsgebiet ergeben. Da gemäß der aufgezeichneten Daten die Niederschläge im Sommerhalbjahr im Mittel größer als im Winterhalbjahr ausfallen,

ist zukünftig eher eine Annäherung beider Halbjahre hinsichtlich des mittleren Konzentrationsniveaus und des mittleren Abwasservolumenstroms zu erwarten.

## 2.2.2 Abwassertemperatur

Die Abwassertemperatur wird einerseits durch die Umgebungstemperatur und andererseits durch die Vermischung mit Niederschlags- und Fremdwasser beeinflusst. Ein typischer Jahresgang der mittleren täglichen Zulauftemperaturen der Abwasserbehandlungsanlage Dresden-Kaditz ist in Abbildung 2-2 gemeinsam mit den mittleren täglichen Lufttemperaturen und den zugehörigen linearen Trendlinien dargestellt. Zu beachten ist dabei, dass der ausgeprägte ansteigende Trend der Temperaturen auf jährliche Klimavarianzen zurückzuführen und keinesfalls als Folge des Klimawandels zu interpretieren ist. Allerdings wird ersichtlich, dass zwischen der Entwicklung der Lufttemperatur und der Entwicklung der Abwassertemperatur sowohl saisonal als auch übersaisonal eine ausgeprägte Korrelation besteht. Der potentielle Einfluss von Niederschlägen auf die Abwassertemperatur ist anhand des Regenereignisses vom 09.03.2006 und 10.03.2006 in Abbildung 2-3 dargestellt. Als Folge des Niederschlages erhöht sich der Zulaufvolumenstrom auf etwa das 2,5 bis 3fache. Bei einer mittleren Lufttemperatur von rund  $-0,5\text{ °C}$  am 09.03. bzw.  $3\text{ °C}$  am 10.03. verursacht das kalte Mischwasserereignis eine signifikante Abkühlung des Kläranlagenzulaufs, so dass die Abwassertemperaturen zeitweise bis auf unter  $5\text{ °C}$  absinken.

Für das Sommerhalbjahr lässt sich somit eine Erhöhung der mittleren Abwassertemperatur ableiten, die auf die Erhöhung der Lufttemperatur einerseits und die Verringerung des gesamten Abwasservolumens durch Verringerung des Anteils an Niederschlags- und Fremdwasser andererseits zurückzuführen ist.

Die Einflüsse des Niederschlags auf die Abwassertemperatur im Winterhalbjahr sind aufgrund der Akkumulation in Schneedecken komplexer. Ausgehend von den Projektionen wird die Verringerung von ausgeprägten Schneedecken zu einer Erhöhung des unmittelbar abfließenden Niederschlages führen. Darüber hinaus wird eine Zunahme der Niederschlagshöhe im Winterhalbjahr projiziert. Daher wird eine Zunahme der Tage mit niedrigen Abwassertemperaturen erwartet, während die Trockenwetterzuflüsse eine etwas höhere Abwassertemperatur aufweisen werden.

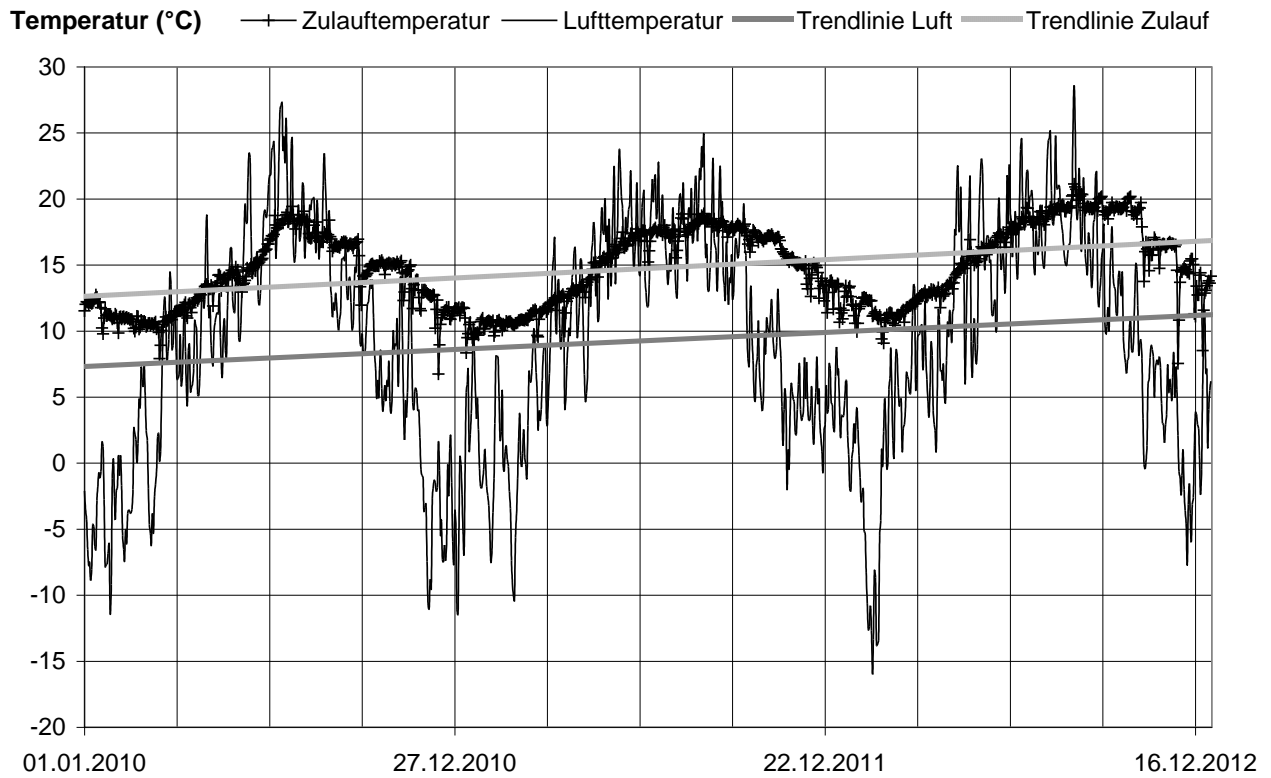


Abbildung 2-2 Verlauf der Luft- und Abwassertemperatur der Kläranlage Dresden-Kaditz während der Jahre 2010 und 2011

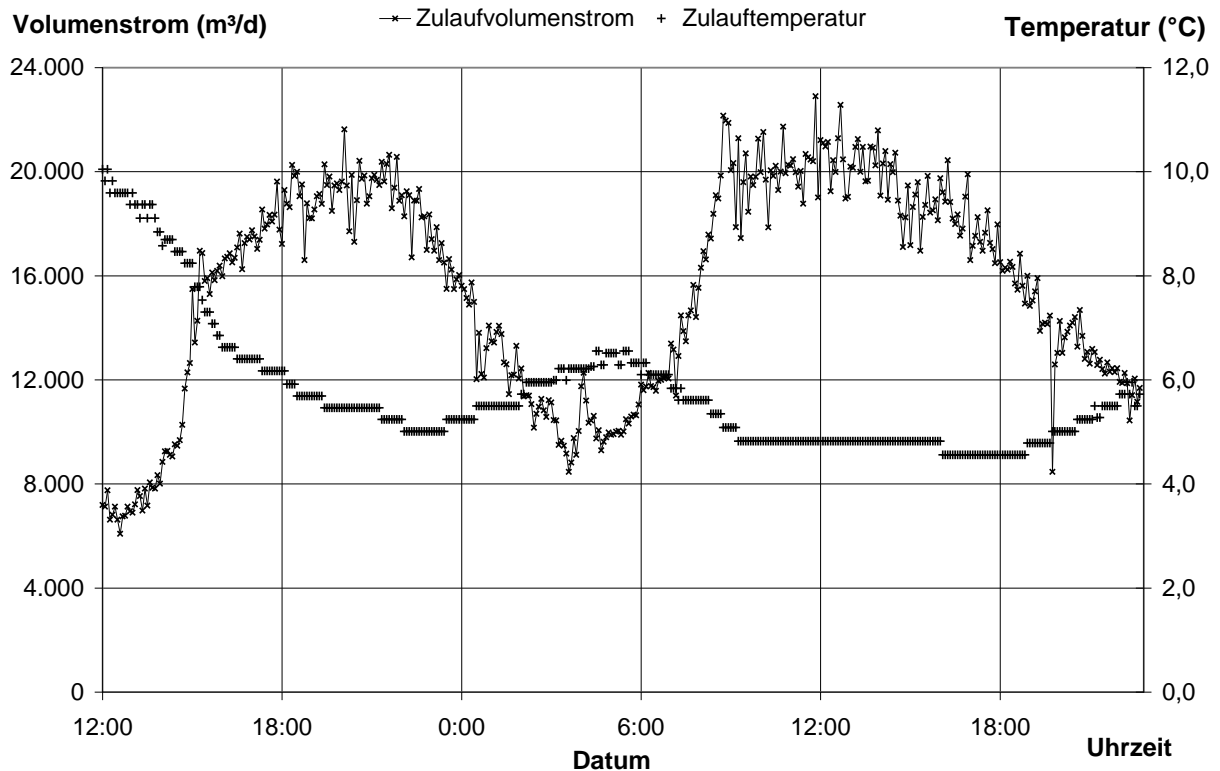


Abbildung 2-3 Beispielhafter Verlauf der Zulauftemperatur und des Zulaufvolumenstromes der Kläranlage Dresden-Kaditz anhand 2 kalter Mischwasserereignisse

### 2.2.3 Vorabbau

Sowohl die Abwassertemperatur als auch das Abflussregime wirken sich auf den Vorabbau im Kanalnetz aus. Niedrigere Volumenströme erhöhen die Verweilzeit im Kanal und vergrößern somit den potentiellen Vorabbau organischer Verbindungen (Kühn u. Gebhard, 1998). Höhere Temperaturen verursachen aufgrund der gesteigerten mikrobiologischen Aktivität ebenfalls einen höheren biologischen Vorabbau. Ausgehend von den bereits dargestellten Überlegungen wirken die beiden Faktoren gleichsinnig. Für das Sommerhalbjahr ist daher eine Erhöhung des ohnehin ausgeprägten Vorabbaus zu erwarten, wenn sich keine Limitierung von Elektronenakzeptoren ergibt.

### 2.2.4 Schlussfolgerung

Gegenüber den derzeitigen Verhältnissen werden für das Sommerhalbjahr geringere Volumenströme, höhere Temperaturen und eine Verringerung der zufließenden Frachten hinsichtlich CSB und BSB infolge des gesteigerten mikrobiellen Vorabbaus im Kanalnetz erwartet. Auf Basis der Klimaprojektionen werden für das Winterhalbjahr größere Volumenströme und niedrigere Temperaturen erwartet. Für beide Halbjahre ist eine Erhöhung der Abflussdynamik wahrscheinlich. Im Sommer wird dies durch die Zunahme von Starkregenereignissen bzw. intensiveren Regenereignissen verursacht. Im Winterhalbjahr hingegen erhöht sich die Dynamik durch eine Vergrößerung des unmittelbar abfließenden Niederschlages. In Tabelle 2-2 sind die erwarteten Veränderungen zusammenfassend dargestellt.

**Tabelle 2-2 Zusammenfassung der möglichen Veränderungen auf verschiedene Parameter im Sommer- und Winterhalbjahr**

Parameter	Sommerhalbjahr	Winterhalbjahr
Volumenstrom	Verringerung	Erhöhung bei stärkerer Dynamik
CSB-Fracht	Verringerung	Ohne Einfluss
N-Fracht	Ohne Einfluss	Ohne Einfluss
P-Fracht	Ohne Einfluss	Ohne Einfluss
Temperatur	Erhöhung	Vermehrung der Tage mit niedrigen Temperaturen

## 2.3 Bewertung der Auswirkungen auf das System Kläranlage

### 2.3.1 Sommerhalbjahr

Für den Sommer gilt, dass höhere Temperaturen und längere Zeiträume mit geringen Zuflüssen den Vorabbau von organischen Stoffen begünstigen. Dies bedingt eine erhöhte Bildung von Biomasse im Kanalnetz, die hier aufgrund der verringerten Schleppkraft verstärkt akkumuliert. Gleichzeitig verringert sich die Fracht der leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen im Zulauf der Abwasserbehandlungsanlage. Phosphorverbindungen werden nur um den in der aufgebauten Biomasse gebundenen Anteil vermindert. Trotz der Ausbildung einer Denitrifikation bereits im Kanalnetz wird das Verhältnis zwischen Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Anlagenzulauf im Regelfall ungünstiger für die klassische Stickstoffentfernung mittels vorgeschalteter Denitrifikation.

Bei einer Verlängerung der Trockenperioden wird eine Vermehrung der Tage mit hohen Konzentrationen im Abwasser auftreten. Da die Überwachung im Regelfall anhand der Konzentrationen im Kläranlagenablauf erfolgt, ist die zu eliminierende, mittlere Tagesfracht an Stickstoff zwangsläufig höher. Dies wird in Verbindung mit einem vermindertem Angebot an leichtabbaubarem Substrat im Zulauf zu einer Bedarfserhöhung für die Dosierung externer Kohlenstoffquellen führen. Das Potential für eine ungewollte Denitrifikation in den Nachklärbecken und dem dadurch möglichen Auftreten von Schwimmschlamm und Schlammabtrieb wird durch die höheren Temperaturen bei gleichzeitig niedrigeren Volumenströmen steigen.

Grundsätzlich bewirken höhere Temperaturen und Konzentrationen eine Steigerung der Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen, sodass die Sauerstoffzehrung steigt. Demgegenüber verringert sich die Sauerstoffsättigung mit steigender Temperatur, sodass das Sättigungsdefizit als Ursache der treibenden Kraft für den Stoffübergang geringer wird. Bei höheren Konzentrationen ist zusätzlich ein größerer Einfluss der Abwasserinhaltsstoffe auf den Stoffübergangskoeffizienten der Belüftung zu erwarten. Dadurch verschlechtern sich die Bedingungen für den Sauerstoffeintrag. Um vorgegebene Sauerstoffkonzentrationen in den Belebungsbecken einzuhalten, wird daher theoretisch mehr Energie benötigt. Gleichfalls ergeben sich durch die dargestellten Veränderungen andere Randbedingungen, die nicht detailliert quantifiziert werden können. In Summe sind somit die Auswirkungen auf den Energieverbrauch voraussichtlich vernachlässigbar.

Im Falle von stärkeren Regenereignissen nach längeren Trockenperioden tritt eine Erhöhung der Frachten von mineralischen und organischen partikulären Stoffen auf. Bei gleichzeitig erhöhter hydraulischer Belastung verschärfen sich die Anforderungen an die Stoffabscheidung im Sandfang und im Vorklärbecken. Für die jeweiligen biologischen Stufen ergeben sich die Folgen von Mischwasserereignissen (s. Abschnitt 3.1.1). Durch die Intensivierung der Abflusssdynamik kann ggf. eine Erhöhung der zu behandelnden Mischwassermenge eintreten.

### **2.3.2 Winterhalbjahr**

Aus den verhältnismäßig höheren Volumenströmen resultieren niedrigere Konzentrationen. Rechnerisch ergibt sich bei gleichen Überwachungswerten hieraus eine Verringerung der zu denitrifizierenden Stickstofffracht. Die Stickstoffelimination bei niedrigen Temperaturen führt zu sehr großen Beckenvolumina, welche im Sommer erhebliche Reserven aufweisen und daher kaum wirtschaftlich betrieben werden können. Daher ist die Einhaltung der Überwachungswerte für Stickstoff seitens des Gesetzgebers auf Zeiten mit Abwassertemperaturen oberhalb von 12 °C bzw. zwischen Mai und Oktober eingeschränkt. Hierbei wird ein möglichst gutes Betriebsergebnis mit Priorisierung der Ammoniumoxidation gefordert. Die Stickstoffelimination ist daher im Rahmen der geltenden Gesetzgebung auch bei niedrigen Temperaturen nicht problematisch. Demgegenüber stellt ein Verlust der Nitrifikation im Winterhalbjahr ein Problem im Frühjahr (ab Mai bzw. bei Temperaturen größer als 12 °C) dar. Der Verlust der Nitrifikantenpopulation führt ggf. zu einem dauerhaften Betrieb mit unzureichender Nitrifikationsleistung, welche sich erst allmählich wieder einstellt. Das häufigere Auftreten von Mischwasserereignissen bei gleichzeitig geringen Temperaturen kann ggf. zeitweise zu kritischen Betriebszuständen führen, in denen eine vollständige Nitrifikation nicht mehr erreicht wird.

### **2.3.3 Gefährdungspotenziale für die Abwasserbehandlung und Themeneingrenzung**

Prinzipiell stellen die Einflüsse für den Anlagenbetrieb keine neuen Herausforderungen dar und treten je nach Einzugsgebiet auf jeder kommunalen Abwasserbehandlungsanlage mit Mischkanalisation in verschieden starker Ausprägung auf. Im Allgemeinen sind kommunale Anlagen hinreichend robust ausgelegt, um einen weiten Schwankungsbereich derartiger Einflüsse zu bewältigen. Da die auftretenden

Schwankungen im Maßstab von Stunden, Tagen und Monaten im Vergleich zu den tendenziellen Auswirkungen des Klimawandels einen wesentlich weiteren Bereich abdecken, ist derzeit keine Grundlage für die Ableitung einer Notwendigkeit zur Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel vorhanden.

Veränderungen des klimatischen Rahmens sind langfristige Prozesse, deren Auswirkungen auf die Abwassertechnik nicht unterhalb eines Zeitfensters von wenigen Jahrzehnten bemerkbar bzw. statistisch nachweisbar sind. Demgegenüber äußern sich Folgen von demographischen, wirtschaftlichen, infrastrukturellen und technischen Entwicklungen in Zeithorizonten von einigen Jahren. Veränderungen der anthropogenen Bedingungen sind für die Abwasserbehandlung substantieller. Üblicherweise wird der Nutzungszeitraum von kommunalen Anlagen mit 30 bis 50 Jahren angesetzt, wobei sich die planerischen Annahmen zur regionalen Bevölkerungs- und Wirtschaftsentwicklung als wesentlicher Faktor für die Dimensionierung und die Wirtschaftlichkeit der Anlagen profiliert haben.

Aus der Änderung von Lufttemperatur und (abflusswirksamen) Niederschlägen können sich allgemeine Auswirkungen auf die Abwasserbehandlung durch die Veränderung der Abwassermenge, der Konzentrationen an organischen und anorganischen Verbindungen sowie der Abwassertemperatur im Zulauf der Anlage manifestieren. Derartige Auswirkungen ergeben sich jedoch auch durch den Anschluss oder die Ausgliederung von Teileinzugsgebieten, Veränderungen im Kanalnetz, Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstum oder Veränderungen der Entsorgungskonzeption. Der Klimawandel wird in diesem Zusammenhang nach derzeitigem Stand des Wissens innerhalb der nächsten Jahre bis Jahrzehnte und bei aktuell geltenden rechtlichen Bestimmungen keine maßgebende Rolle bei der planerischen Gestaltung von kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen einnehmen.

Insofern die zentrale Abwasserbehandlung langfristig erfolgreich bleibt und umgesetzt wird, ist die Prüfung der vorhandenen Bemessungsempfehlungen und ggf. deren Anpassung an die veränderlichen Bedingungen sinnvoll. Dies beinhaltet insbesondere den Anwendungsbereich hinsichtlich der Abwassertemperaturen und die Auswahl der Perzentile für bemessungsrelevante Parameter (Stofffrachten, Hydraulik, Temperatur), die für einen sicheren Anlagenbetrieb im Rahmen der Bemessung angesetzt werden. Hierfür sind allerdings praktische Erfahrungen und zuverlässige Analysen hinsichtlich der veränderlichen Dynamik notwendig, um insbesondere die Überdimensionierung zentraler Anlagen zu vermeiden.

Für den Betrieb werden je nach Einzugsgebiet und tatsächlicher Klimaentwicklung Einflüsse erwartet, die in ihrer Bedeutung von marginal bis erkennbar reichen. Dramatische Entwicklungen lassen sich nicht ableiten. Verschiedene betriebliche Anpassungsmaßnahmen ermöglichen die Erhöhung der Robustheit von Anlagen, die vor Ablauf des Nutzungszeitraums signifikant durch Effekte des Klimawandels beeinflusst werden. Diese sind im Allgemeinen mit bereits vorhandener Technik umsetzbar und verursachen eine Erhöhung des Betriebsmitteleinsatzes, des Steuerungsaufwandes oder einfache bis mittlere Umbaumaßnahmen.

In Tabelle 2-3 ist eine qualitative Einschätzung der möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf einzelne Teilprozesse entsprechend der getroffenen Annahmen zur Veränderung der Zulaufbeschaffenheit dargestellt. Die Mischwasserbehandlung sowohl im Sommer- als auch im Winterhalbjahr sowie der Betriebsmittelaufwand für die Kohlenstoffdosierung und den Sauerstoffeintrag im Sommerhalbjahr sind die Prozesse mit höherem Gefährdungspotential.

Das gegebenenfalls verringerte C/N-Verhältnis im Sommerhalbjahr kann bei unzureichender Zugabe externer C-Quellen unter Umständen dazu führen, dass die biologische Phosphorelimination aufgrund der Rückführung von Nitrat bzw. dem Mangel an leicht abbaubarem Substrat auch im Sommerhalbjahr nicht mehr stabil zu betreiben ist. Dadurch kann auch in diesem Zeitraum die Zugabe von Fällungsmitteln notwendig werden.

Die erwartete Vermehrung der Tage mit kalten Abwassertemperaturen im Winter verursacht eine Erhöhung des Energiebedarfs für mesophile und thermophile Faulungsprozesse, wobei gleichzeitig die projizierten höheren Lufttemperaturen die Transmissionsverluste verringern und somit kaum Veränderungen des Energieverbrauches zu erwarten sind. Insbesondere die Nitrifikation ist temperatursensibel, so dass hier im Winter zeitweise problematische Zustände möglich sind.

Ein weiterer Parameter von wesentlicher Bedeutung für den Betrieb von kommunalen Anlagen ist die Absetzbarkeit des Belebtschlammes, welche unter anderem von der Zusammensetzung des Abwassers abhängt. Einige Untersuchungen belegen einen Zusammenhang zwischen dem Auftreten verschiedener Kationen und den Absetz- und Entwässerungseigenschaften von Belebtschlamm. Durch Regenereignisse können sich kurzfristige Einflüsse auf die Kationenverhältnisse ergeben.

Tabelle 2-3 Zusammenfassung der Veränderung der Prozessparameter

Prozess/Parameter	SH	WH	Ursache
Vorklärung	-	0	Höhere Niederschlagsdynamik
Nitrifikation	+	-	Temperatureffekte
Denitrifikation	-	(-)	Vorabbau des leicht abbaubaren Substrats
Bio-P	(-)	-	Nitrat verhindert Bio-P
P-Fällung	0	0	
Nachklärung	-	0	Höhere Niederschlagsdynamik
Sauerstoffeintrag	-	+	Veränderung des O <sub>2</sub> -Sättigungsdefizites
Kohlenstoffdosierung	-	0	Höhere Dosierung notwendig
Schlammstabilisierung	0	-	Niedrigeres Temperaturniveau im Schlamm

Insgesamt ergeben sich folgende kritische Fragestellungen im Rahmen der Abwasserbehandlung:

- Beeinträchtigung der Nitrifikation
- Veränderungen der Schlammeigenschaften (Kationenverhältnisse)
- Veränderung der erforderlichen Sauerstoffzufuhrdynamik

Im Rahmen von Literaturrecherchen und Untersuchungen im labor- und halbtechnischen Maßstab erfolgt die Fokussierung auf folgende Themengebiete:

- kalte Mischwasserereignisse
- Veränderung der Kationenverhältnisse

## **3. Kalte Mischwasserereignisse**

### **3.1 Literaturrecherche**

#### **3.1.1 Grundsätzliche Auswirkungen von Mischwasserereignissen**

Mischwasserereignisse führen zu hydraulischen und stofflichen Mehrbelastungen der Kläranlage, die ereignis- und einzugsgebietsspezifisch sind sowie eine starke Variabilität in der Dauer und dem Ausmaß aufweisen. Maßgebend für die stoffliche Belastung sind insbesondere die im Kanalnetz und in den vorgeschalteten Becken akkumulierten Stoffmengen (z.B. Krebs et al., 1999a). Im Laufe eines Ereignisses stellt sich eine z. T. starke Verdünnung des Abwassers ein.

Hydraulisch setzt sich der erhöhte Durchfluss zur Kläranlage, welcher auf Basis einer Schmutzfrachtberechnung des Gesamteinzugsgebietes festgelegt ist, vergleichsweise schnell an alle Verfahrenselemente durch. Die hydraulische Belastung führt zu einer vermehrten Schlammverlagerung vom Belebungs- in die Nachklärbecken, die sich bei ordnungsgemäßer Bemessung nicht negativ auf die Ablaufeigenschaften auswirkt.

Ergebnisse von verschiedenen Untersuchungen zu den auf der Kläranlage infolge Mischwasser auftretenden Phänomenen und ein Überblick über die tendenziellen Wirkungsweisen können z.B. Harremoës et al. (1993), dem Bericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.12.1 (1997), Krauth und Schwentner (1994) sowie Seggelke (2002) entnommen werden.

Zusammenfassend ergeben sich bei vorschriftsmäßigem Betrieb aufgrund von Mischwasserereignissen Auswirkungen auf den Schlammhaushalt und die Nitrifikation. Im Hinblick auf die Bewertung von kalten Mischwasserereignissen werden nachfolgend die Auswirkungen des Regenwassers auf die Nitrifikation im Allgemeinen und daran anschließend der Kenntnisstand zur Nitrifikation bei kalten Temperaturen zusammengefasst.

#### **3.1.2 Nitrifikation bei Mischwasserereignissen**

Für den Nitrifikationsprozess ergibt sich aus der stofflichen und hydraulischen Belastung die Problematik, dass mit Einsetzen des Mischwasserereignisses auf Grund der Verdrängung des Trockenwetterabflusses und der Remobilisierung aus dem Kanalnetz die gelösten und partikulären Stofffrachten im Zulauf ansteigen. Die stoffliche Belastung tritt im Regelfall innerhalb der ersten Stunden eines Mischwasserereignis-

ses auf, wobei ggf. ein Zeitversatz zwischen gelösten und partikulären Frachtspitzen besteht (Krebs et al., 1999a).

Die Belastung der nachgeschalteten biologischen Reinigungsstufe erhöht sich zusätzlich durch die Verdrängung des vergleichsweise stark verschmutzten Inhaltes der Vorklärung (Seyfried et al., 1995). Die Anforderung an die Reinigungsleistung der Nitrifikanten steigt. Gleichzeitig steigt die hydraulische Belastung der Anlage und belebter Schlamm wird in die Nachklärung verlagert. Daraus folgt, dass weniger Nitrifikanten im Belebungsbecken vorhanden sind und sich die Nitrifikationsleistung verringert. Sinkt die belüftete Nitrifikantenmasse auf einen kritischen Betrag, der von Temperatur und Schlammalter abhängig ist, lässt sich die Fracht an reduzierten N-Verbindungen aus dem Kanalnetz und der Vorklärung (im Regelfall Ammonium) nicht mehr oxidieren, so dass sich in diesem Fall die Ablaufwerte für Ammonium erhöhen. Maßnahmen um die Nitrifikation während eines solchen Ereignisses zu gewährleisten, ist eine Erhöhung des aeroben Beckenvolumens, die Verringerung der Schlammverlagerung im Rahmen der vorhandenen Möglichkeiten und/oder die Etablierung einer größeren Nitrifikantenpopulation im Vorfeld. Da die Nitrifikantenpopulation durch die zulaufende Stickstofffracht limitiert ist, lässt sich diese nur durch eine vollständige Nitrifikation maximieren (Svardal, 2004).

### 3.1.3 Nitrifikation bei kalten Temperaturen

Die Nitrifikationsleistung von Abwasserreinigungsanlagen ist unter anderem von der Temperatur, der Sauerstoffkonzentration, der Substratkonzentration, dem pH-Wert und ggf. vorliegenden Hemmstoffen abhängig (Nowak u. Svardal, 1990). Hinsichtlich der zu untersuchenden Problematik der vermehrt auftretenden kalten Mischwasserereignisse erfolgt eine Fokussierung auf der Nitrifikation im niedrigen Temperaturbereich.

Die Umsatzrate und somit die Eliminationsleistung bzgl. Ammonium ist maßgeblich von der Wachstumsrate der Nitrifikanten abhängig. Die Wachstumsrate der Nitrifikanten wird allgemein auf 2 Bakteriengruppen, Nitrosomonas für die Nitritation und Nitrobacter für die Nitratation bezogen und anhand folgender Gleichungen nach Knowles et al. (1965) dargestellt:

$$\text{Nitritation:} \quad \mu_{\max} = 0,47 * 1,103^{(T-15)} \quad (\text{d-1})$$

$$\text{Nitratation:} \quad \mu_{\max} = 0,78 * 1,06^{(T-15)} \quad (\text{d-1})$$

Die bei den Versuchen von Knowles et al. (1965) zu Grunde liegenden Randbedingungen beziehen sich im unteren Temperaturbereich nur bis auf ca. 8 °C.

Der übliche Betrachtungsbereich wird von vielen Autoren auf einen Bereich bis 5 °C erweitert. Der Anwendungsbereich der Bemessungsempfehlungen der DWA deckt Temperaturen von 8 °C und darunter nicht ab (ATV-DVWK, 2000). Anhand einer experimentellen Untersuchung weist Helmer (1994) nach, dass auch bei kalten Temperaturen eine eingeschränkte Nitrifikation stattfindet. Während der Abkühlung der Versuchsanlage auf 5 °C wurde kein Zusammenbruch der Nitrifikationsleistung festgestellt. Borchartd (1966; zit. in Wild et al., 1971) stellte fest, dass die Nitrifikationsrate bei 5 °C nur etwa 18 % der Rate bei 15 bis 30 °C beträgt. Die in dieser Versuchsanordnung beobachtete weitgehende Temperaturunabhängigkeit der Nitrifikationsrate im Bereich zwischen 15 und 30 °C wird von Wild et al. (1971) auf die Reaktorgröße und der dadurch bedingten geringen Auslastung der Nitrifikation in diesem Temperaturbereich zurückgeführt. Aus eigenen Untersuchungen stellen Wild et al. (1971) eine Verringerung der Nitrifikationsrate auf etwa 13 % für 5 °C gegenüber 30 °C dar.

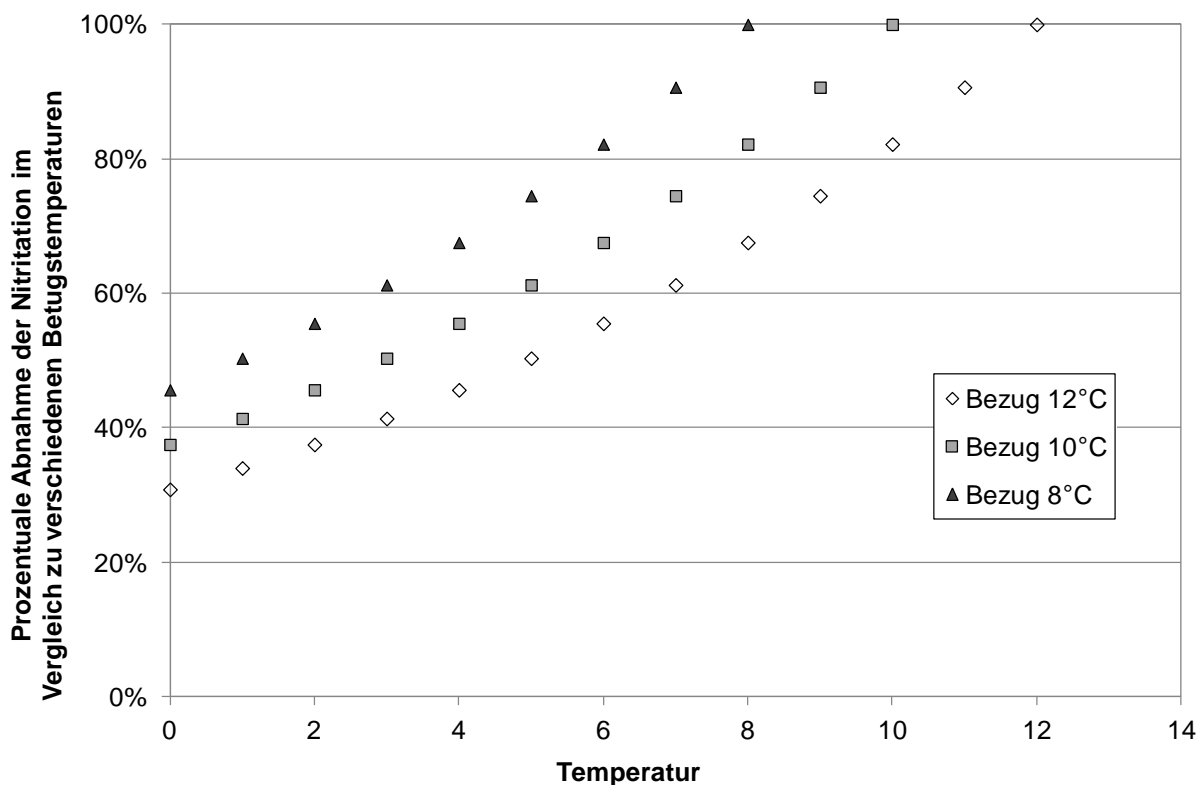


Abbildung 3-1 Theoretische Betrachtung zur Abnahme der Nitritation im Vergleich zu verschiedenen Bezugstemperaturen

Die Nitrifikationsrate wird von Characklis und Gujer (1979), Sharma und Ahlert (1977) und Wild et al. (1971) mit einer Temperaturabhängigkeit dargestellt. Belebtschlammssysteme zeigen eine Verringerung der Nitrifikationsleistung während geringerer Temperaturen im Winter. Verschiedene Autoren stellen bei Untersuchungen an Festbettreaktoren eine geringere Temperatursensibilität der Nitrifikation im Vergleich zu Belebtschlammanlagen dar, was anhand theoretischer Betrachtungen der auftretenden Prozesse erklärbar ist (Nowak et al., 1998).

Unter Beachtung der angegebenen Wachstumskinetik (Knowles, 1965) ergibt sich eine theoretische Abnahme der Ammoniumoxidation (Nitritation) anhand verschiedener Bezugstemperaturen gemäß Abbildung 3-1. Es ist ersichtlich, dass bei vergleichbaren Bedingungen eine deutliche Abnahme der Wachstumsgeschwindigkeit und somit der Umsatzgeschwindigkeit bei verringerten Temperaturen infolge kalter Mischwasserereignisse nachweisbar ist. Bei kurz- und mittelfristigen Temperaturen von beispielsweise zwischen 4 und 6 °C ergibt sich zur Bezugstemperatur von 12 °C eine Verringerung von ca. 50 %. Kurzfristige Temperatureinflüsse werden in der Bemessung von Belebtschlammanlagen gemäß ATV-DVWK A 131 (2000) in Form eines Faktors beachtet, der zu einer Erhöhung des Schlammalters um 60 % zur Berücksichtigung von Ausschwemmeffekten führt und einem Sicherheitsfaktor, der in Abhängigkeit der Anlagengröße eine Erhöhung von 45 bis 80 % aufgrund von Temperaturschwankungen, pH-Wert-Verschiebungen, Stofffrachtvariabilitäten und Beeinflussung der Wachstumsrate durch Abwasserinhaltsstoffe herbeiführt. Dementsprechend wird der durch die Temperatur verminderten Wachstumsrate in Form eines deutlich erhöhten Schlammalters begegnet.

Nach Ergebnissen von Laboruntersuchungen durch Gujer (1977) mit Abwasser der Stadt Zürich entspricht die Ausprägung des Einflusses von langfristigen Temperaturänderungen auf die Nitrifikationsrate der von Kurzfristigen. Nach Henze (1995) wirken sich plötzliche Temperaturveränderungen deutlicher aus als Allmähliche, wobei eine Anpassung an die veränderten Temperaturen erfolgt. Die von Gujer (1977) dargestellte Temperaturfunktion für den Bereich zwischen 6 und 14 °C beschreibt eine Verdoppelung der Raten für Nitrifikation und Nitrifikantenwachstum bei einer Temperaturerhöhung um 6,3 K, wobei lediglich *Nitrosomonas* berücksichtigt werden. Der Einfluss ist damit im Vergleich zu den Bemessungsempfehlungen der DWA ausgeprägter.

Im Falle einer dauerhaft unvollständigen Nitrifikation verringert sich der Anteil der nitrifizierenden Biomasse im Vergleich zur heterotrophen Biomasse, da hieraus ein verringerter Nitrifikantenzuwachs resultiert (Svardal, 1994). In der Folge verringert sich die maximale Nitrifikationsrate des Systems (Svardal, 1994) und dadurch die Fähigkeit Stoßbelastungen zu behandeln.

Sinkjær et al. (1994) untersuchten das Abwasser der Stadt Kopenhagen in Pilotanlagen. Hierfür wurde eine Zunahme der Nitrifikationsrate von etwa 10 %/K im Bereich zwischen 6 und 10 °C ermittelt. Stabile Verhältnisse hinsichtlich der Nitrifikation ergaben sich bei einem aeroben Schlammalter von 20 d (ohne Ausweisung der Temperatur), durch Verringerung des Volumenanteils für die Denitrifikation. Für die beiden untersuchten Abwasserbehandlungsanlagen wurde das benötigte aerobe Schlammalter auf Basis einer Analyse der Überlastungsbedingungen für die Nitrifikation in Abhängigkeit von der Temperatur abgeschätzt.

Lawrence und Brown (1976) leiten aus Untersuchungen im Labormaßstab ein limitierendes Schlammalter von 4 d für eine Temperatur von 8 °C ab, unterhalb dessen keine Nitrifikation mehr erfolgt. Bei der Versuchsdurchführung mit einem Schlammalter von 20 d führten hohe Ammoniumbelastungen teilweise zu erheblich höheren Ammoniumablaufwerten. In Vergleichsversuchen bei 20 °C war dies in dieser Form nicht zu beobachten. Als Begründung wird die wesentlich geringere Wachstumsrate der Nitrifikanten bei 8 °C angeführt.

Shammas (1986) führt aus, dass der verringerten Nitrifikationsleistung nur mit einem erhöhten Schlammalter bzw. mit einer sehr langen Aufenthaltszeit begegnet werden kann.

Henze und Bundgaard (1982) stellen in Abbildung 3-2 Bemessungsempfehlungen zur Bestimmung des notwendigen aeroben Schlammalters für kombinierte Nitrifikations- und Denitrifikationsanlagen dar. Für 10 °C bzw. 6 °C ist demnach ein aerobes Schlammalter von 10 d (8..12 d) bzw. 16 d (14..18 d) notwendig.

In Großbritannien ist der in Abbildung 3-3 dargestellte Zusammenhang zwischen der Temperatur und dem für eine vollständige Nitrifikation notwendigen Schlammalter verbreitet (Boon und Anderson, 1991). Für 10 °C bzw. 7 °C sind aus dem Diagramm Werte von 12,5 d bzw. 16 d für das Schlammalter zu ermitteln.

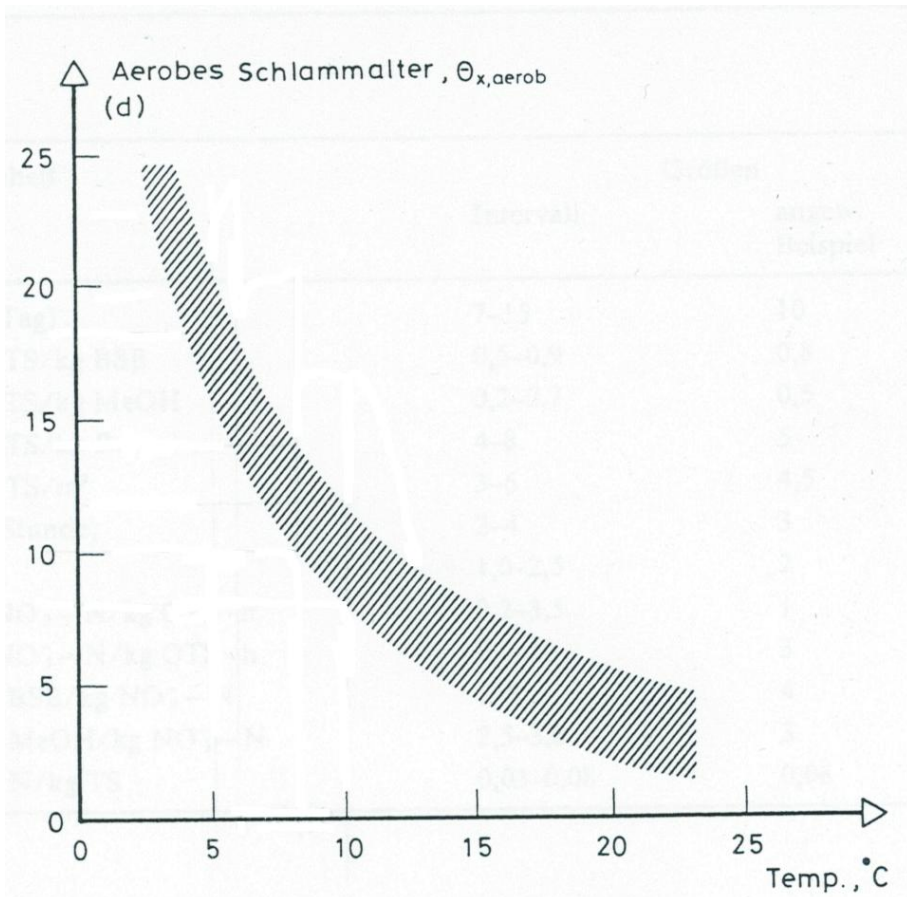


Abbildung 3-2 Bestimmung des aeroben Schlammalters für Nitrifikation (Henze u. Bundgaard, 1982)

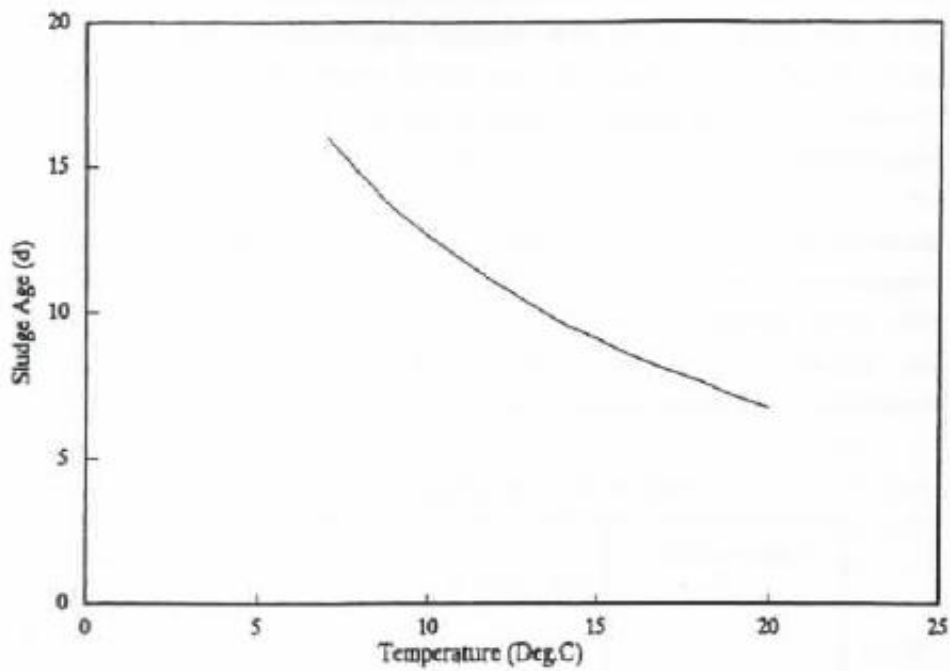


Abbildung 3-3 Bestimmung des Schlammalters für Nitrifikation (Boon u. Anderson, 1991)

Typische Wintertemperaturen des Abwassers in Dänemark liegen im Bereich zwischen 6 und 8 °C (Jansen, 1991). Bemessungsempfehlungen für das aerobe Schlammalter in Abhängigkeit von der Temperatur sind in Abbildung 3-4 dargestellt. Daraus ist für 10 °C ein aerobes Schlammalter von 10 d (9..13 d) ablesbar. Für 6 °C kann dem Diagramm ein Wert von 19 d (17..23 d) entnommen werden. Die Überschussschlammproduktion wird dabei pauschal mit einem Faktor von 0,7 bis 0,8 kg TS/kg BSB<sub>5</sub> aus der BSB<sub>5</sub>-Fracht ermittelt (Jansen, 1991a). Während das Bemessungsschlammalter bei 10 °C etwa im Bereich der Empfehlungen der DWA liegt (8..10 d), ergibt sich bei Extrapolation der DWA-Empfehlungen auf 6 °C ein deutlich niedrigeres Schlammalter (12..15 d).

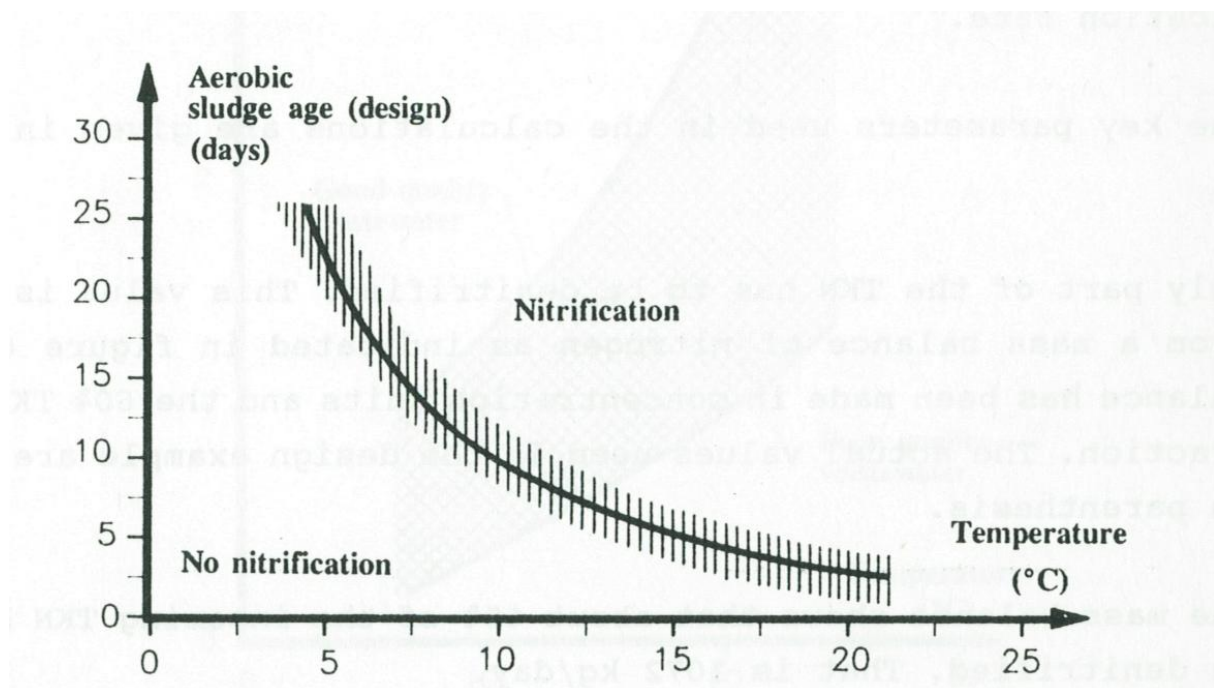


Abbildung 3-4 Bestimmung des aeroben Schlammalters für Nitrifikation (Jansen, 1991)

Orth et al. (2005) stellen die in Tabelle 3-1 aufgelisteten Werte für das aerobe Schlammalter in Abhängigkeit der Temperatur aus Untersuchungen an einer Versuchsanlage mit suspendierter Biomasse im Aufstaubetrieb zusammen. Dabei wurde eine Nitrifikation von 90 % erreicht und die Auswaschung von Nitrifikanten verhindert. Hieraus wird abgeleitet, dass eine Nitrifikation auch bei sehr niedrigen Temperaturen möglich ist, womit allerdings erhebliche Beckenvolumina verbunden sind. Die angegebenen Werte für das aerobe Bemessungsschlammalter liegen deutlich über den Werten, die sich bei einer Extrapolation der Bemessungsempfehlung der DWA erge-

ben. Die dänischen Bemessungsempfehlungen und Untersuchungen (Sinkjær et al., 1994) liegen näher an diesen Ergebnissen.

Tabelle 3-1 Notwendiges aerobes Schlammalter in Abhängigkeit der Temperatur nach Orth et al. (2005)

Temperatur (°C)	Aerobes Schlammalter (d)
9	13,3
6	20,8
3	33,5

### 3.1.4 Weitere Auswirkungen niedriger Temperaturen auf die Abwasserreinigung

Für den Temperatureinfluss auf die Denitrifikation werden von Henze Christensen u. Harremoës (1977) in einer ausführlichen Literaturstudie die Ergebnisse unterschiedlicher Autoren zusammengefasst. Abbildung 3-5 stellt die hieraus ermittelten Faktoren für eine Bezugstemperatur von 20 °C dar. Dargestellt sind nur die Untersuchungen, die Temperaturen unterhalb von 10 °C berücksichtigen und mit suspendierter Biomasse durchgeführt wurden.

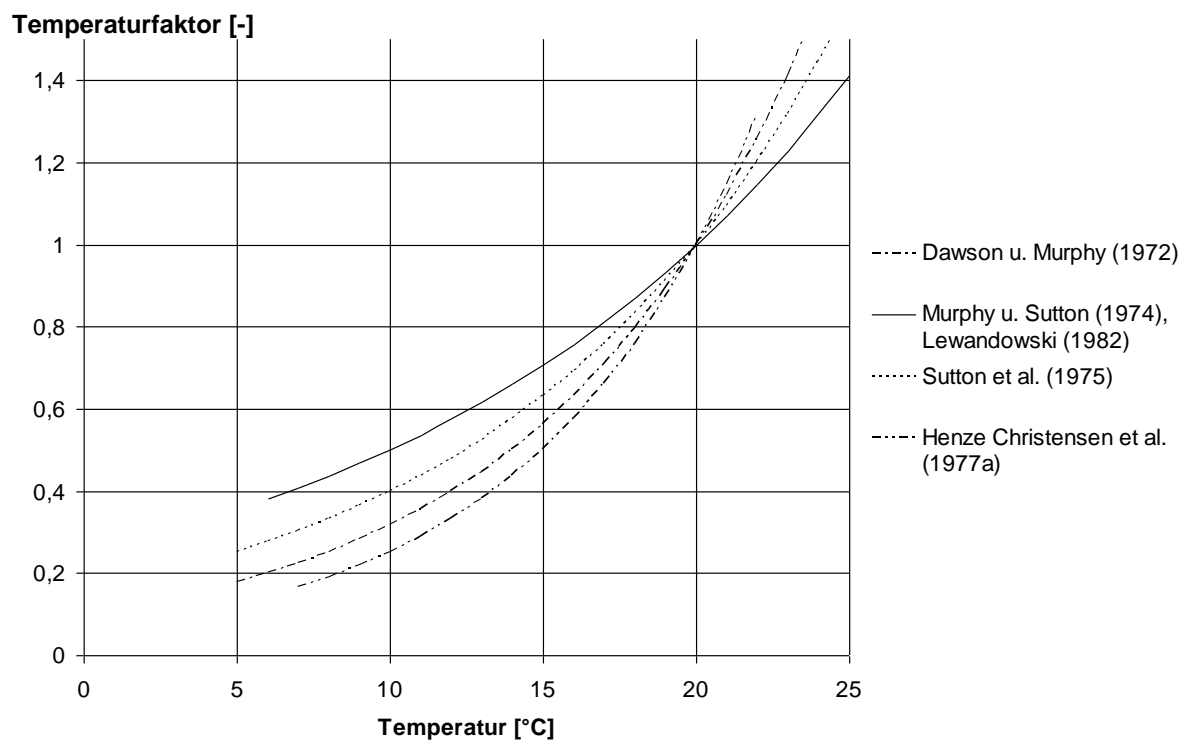


Abbildung 3-5 Temperaturfaktoren der Denitrifikation mit Bezug auf 20 °C nach Henze Christensen u. Harremoës (1977)

Untersuchungen bis 5 °C wurden von Dawson u. Murphy (1972), Sutton et al. (1975) und bis 7°C von Sutton et al. (1978) durchgeführt. Denitrifikation bei Temperaturen bis 2 °C wurde von Lewandowski (1982) sowie von Oleszkiewicz und Berquist (1988) nachgewiesen. Lewandowski (1982) ermittelte im Bereich zwischen 30 und 5 °C eine Verdoppelung der Denitrifikationsrate bei einer Erhöhung der Temperatur um 10 K. Von Murphy und Sutton (1974) wurde hierfür einen Faktor von 2,5 dargestellt.

Der Einfluss der Adaption auf die Denitrifikation bei Temperaturen bis 0°C wurde von Halmø u. Eimhjellen (1981) untersucht. Die spezifische Denitrifikationsrate im Bereich von 0 bis 17 °C für einen bei 5 °C angereicherten Schlamm war dabei etwa um den Faktor 1,5 bis 4 größer als die eines Schlammes, der bei 20 °C angereichert wurde. Der Unterschied war insbesondere bei Temperaturen unter 8 °C stark ausgeprägt. Für die Etablierung einer an kalte Temperaturen angepassten Denitrifikationspopulation wurde eine Maximaltemperatur von 17 °C ermittelt.

Denitrifikation ist folglich auch bei sehr niedrigen Temperaturen möglich, wenn die übrigen Randbedingungen für die Nitratatmung eingehalten werden (Kohlenstoffquelle, anoxische Bedingungen).

Von Henze und Bundgaard (1982) wird die Temperaturabhängigkeit der Denitrifikation mit Abbildung 3-6 beschrieben. Hieraus ergibt sich eine vergleichsweise ausgeprägte Temperaturabhängigkeit der Denitrifikationsrate die etwa einer Verdreifachung bei einer Temperaturerhöhung von 10 K entspricht (Substrat: Methanol).

An kommunalen Kläranlagen wird häufig ein Versagen der biologischen Phosphorelimination (Bio-P) in den Wintermonaten festgestellt. Von Choi et al. (1998) wurde nachgewiesen, dass dies keine intrinsische Folge niedriger Temperaturen ist. Da das vorhandene Beckenvolumen im Winterbetrieb vorrangig für die Nitrifikation genutzt wird, ist für die Denitrifikation nur begrenztes Volumen vorhanden. Daher wird mit dem Rücklaufschlamm Nitrat in das vorgeschaltete Bio-P-Becken zurückgeführt, sodass die Voraussetzungen für die erhöhte biologische Phosphorelimination nicht mehr gegeben sind. Nach Choi et al. (1998) findet die Phosphorelimination auch bei 5 °C statt, wenn die Nitrifikation weitestgehend ruht. Dies ist allerdings aufgrund der Priorisierung der Nitrifikation in der Praxis keine Option, sodass die chemische Phosphorfällung als bewährte Methode eingesetzt wird.

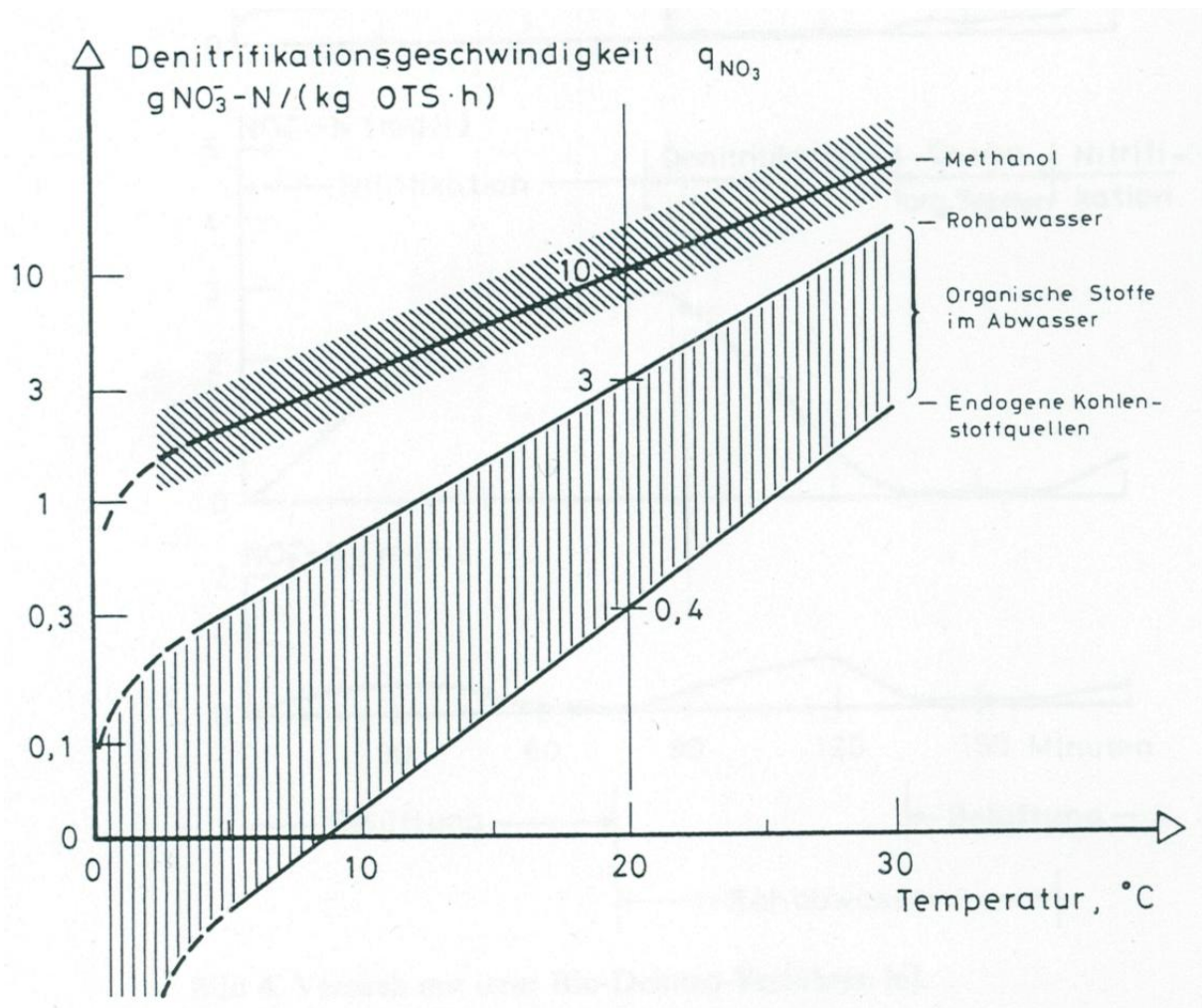


Abbildung 3-6 Denitrifikationsgeschwindigkeit als Funktion von Temperatur und C-Quelle (Henze u. Bundgaard, 1982)

### 3.1.5 Auswirkungen niedriger Temperaturen auf die Schlammstabilisierung

Bei geringen Abwassertemperaturen wird im Allgemeinen eine Erhöhung der Überschussschlammproduktion beobachtet. Bei Anlagen mit Vorklärung wird dies teilweise durch eine Erhöhung der Frachten bzgl. CSB und BSB aufgrund des geringeren Vorabbaus im Kanalnetz verursacht. Wichtiger ist in diesem Zusammenhang jedoch die Verringerung der endogenen Veratmung, was bei ansonsten gleichen Randbedingungen eine Erhöhung der Überschussschlammproduktion verursacht. Daher ist für Anlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung bei niedrigeren Temperaturen prinzipiell ein höheres Schlammalter notwendig. Im Arbeitsblatt A131 (ATV-DVWK, 2000) wird Gleichung 1 verwendet, um den Korrekturfaktor für die Temperaturabhängigkeit der endogenen Veratmung zu ermitteln.

$$F_T = 1,072^{(T-15)} \quad \text{(Gleichung 1)}$$

Für die anaerobe Schlammstabilisierung im mesophilen bzw. thermophilen Temperaturbereich ergibt sich ferner eine Erhöhung des Energiebedarfs für die Erwärmung der Schlämme auf entsprechende Betriebstemperaturen. Beim Primärschlamm ergibt sich dies als direkte Folge der verringerten Zulauftemperatur (z.B. Absenkung von 12 °C auf 8 °C). Beim Überschussschlamm verringert sich die Temperatur analog. Die Erhöhung der Überschussschlammproduktion bei geringen Temperaturen verursacht ggf. eine Erhöhung des Energiebedarfs um den vorhandenen Schlamm zu erwärmen, wenn die im Allgemeinen maschinelle Überschussschlammeindickung keine Verbesserung der Eindickung zulässt.

### **3.1.6 Auswirkungen niedriger Temperaturen auf die Sauerstoffzufuhr**

Für die Bewertung des veränderten Sauerstoffeintrages infolge der geringeren Abwassertemperaturen ergeben sich nachfolgende Aussagen. Bei vergleichbarer Außentemperatur steigen der  $kLa$ -Wert und der Sauerstoffsättigungswert bei sinkenden Temperaturen. Abbildung 3-7 zeigt diesen Zusammenhang. Die daraus resultierende Erhöhung der Sauerstoffzufuhr ist in Abbildung 3-8 dargestellt. Der Bezug auf die übliche Bemessungstemperatur von 12°C zeigt beispielsweise, dass bei einer Abwassertemperatur von 8 °C mit einem um 20 % verbesserten Sauerstoffeintrag und demzufolge mit einem verminderten Energieverbrauch für die Belüftung zu rechnen ist. Diese Erhöhung steht natürlich im Gegensatz zu dem erhöhten und benötigten aeroben Schlammalter und wird damit kompensiert. Bei zukünftig deutlich verringerten Abwassertemperaturen im Winter ist dies ggf. im Rahmen der Festlegung der Bemessungstemperaturen zu beachten. Hierbei wird eine mögliche Veränderung der einzustellenden Sauerstoffsollwerte und des  $\alpha$ -Wertes, der sich ggf. durch einen temperaturbedingten, verminderten Tensidabbau verringert, nicht beachtet. Des Weiteren ist bei vergleichbarem Schlammalter bei verringerten Temperaturen mit einer höheren Überschussschlammproduktion zu rechnen. Die genannten Veränderungen sind im Hinblick auf die dargestellten Verbesserungen der Sauerstoffzufuhr mit zu beachten und schwächen die beschriebenen Vorteile z. T. deutlich ab.

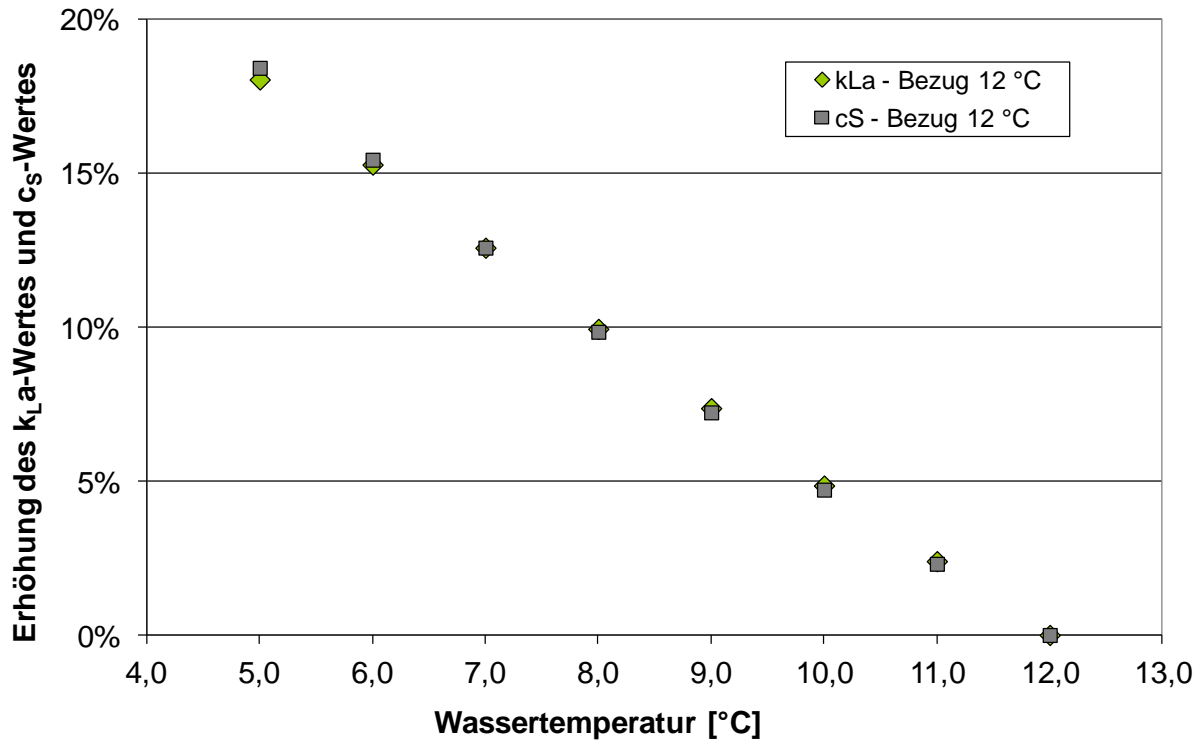


Abbildung 3-7 Erhöhung des kLa-Wertes und des Sauerstoffsättigungswertes bei verringerten Temperaturen im Vergleich zur Bezugstemperatur von 12°C

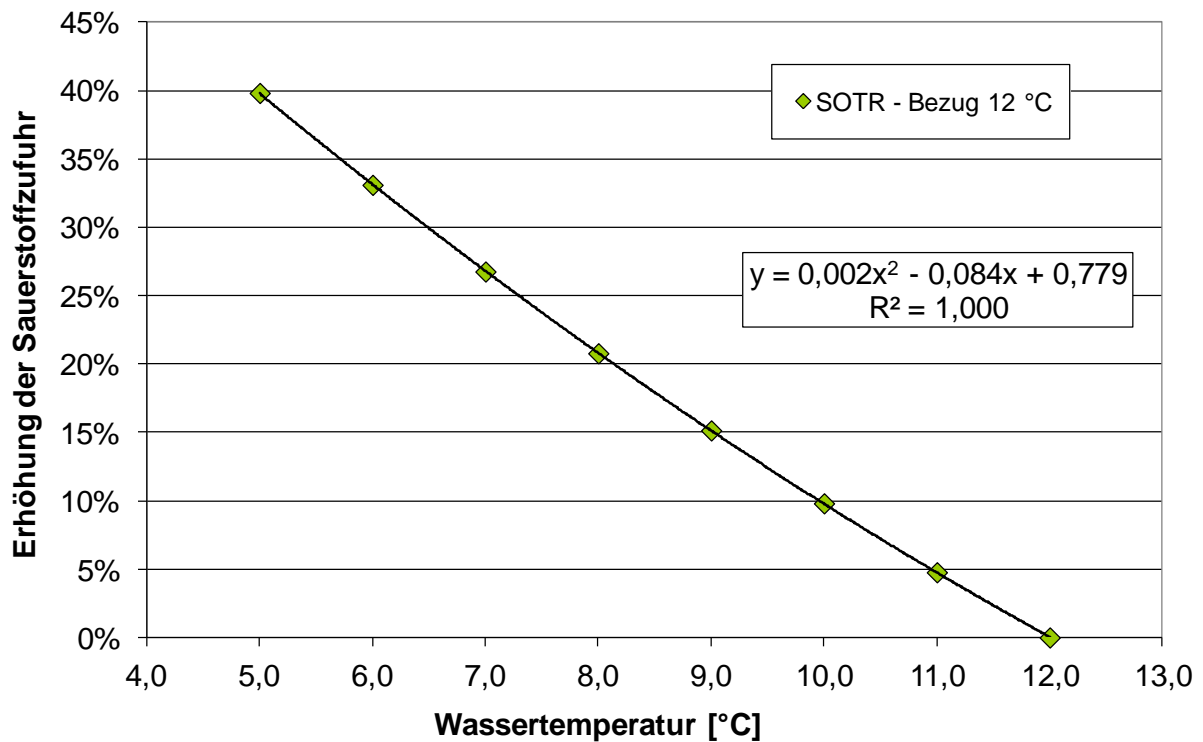


Abbildung 3-8 Erhöhung der Sauerstoffzufuhr bei verringerten Temperaturen im Vergleich zur Bezugstemperatur von 12°C

## 3.2 Untersuchungen an der halbtechnischen Versuchsanlage

Im Rahmen des Projektes wurde die halbtechnische Versuchsanlage des Institutes für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft der TU Dresden betrieben, um die Auswirkungen verringerter Abwassertemperaturen in diesem Maßstab abzubilden und damit die Grundlagen und Voraussetzungen für eine Langzeitsimulation (SIMBA) durchführen zu können.

Abbildung 3-9 zeigt den schematischen Aufbau der Versuchsanlage. Grundsätzlich wird die Anlage vergleichbar mit einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage betrieben und ist dementsprechend mit allen notwendigen verfahrenstechnischen Komponenten wie z. B. Vorklärung, Belebungsbecken und Nachklärbecken ausgestattet. Die Anlage wurde eingefahren und messtechnisch über einen Zeitraum von über 6 Monaten überwacht. Die Einfahrphase ist aufgrund der sich an die jeweils speziellen Randbedingungen einer Anlage anzupassende Biozönose notwendig. Für die Durchführung der Abkühlungsversuche wurden die notwendigen Pumpen und Kühlaggregate installiert, um die Zugabe des gekühlten Abwassers zu realisieren.

Auszugsweise wird nachfolgend die Zugabe von gekühltem Regenwasser in den Zufluss des Belebungsbeckens anhand der Ablauftemperatur der Anlage dargestellt. Abbildung 3-10 stellt den Verlauf der Ablauftemperatur der halbtechnischen Versuchsanlage innerhalb eines Abkühlungsversuches dar. Es ist ersichtlich, dass durch die Zugabe des gekühlten Regenwassers eine Abminderung der Temperatur um mehr als 2 °C erfolgte. Auswirkungen auf den Wirkungsgrad der Ammoniumelimination bzw. Nitrifikation waren bei diesen Ausgangs- und Endtemperaturen anhand von Ammoniumkonzentrationen nicht messtechnisch nachweisbar.

Aufgrund verschiedener Randbedingungen wurden die Abkühlungsversuche zur Ermittlung der Ablaufqualitätsveränderung im Sommer durchgeführt, wurden aber hinsichtlich der Modellkalibrierung und der Darstellung des Verweilzeitverhaltens verwendet. Eine detaillierte Beschreibung der Einfahrphase, der messtechnischen Überwachung, die Durchführung der Versuche und die umfangreichen Ergebnisse sind in der Diplomarbeit von Meier (2012) enthalten.

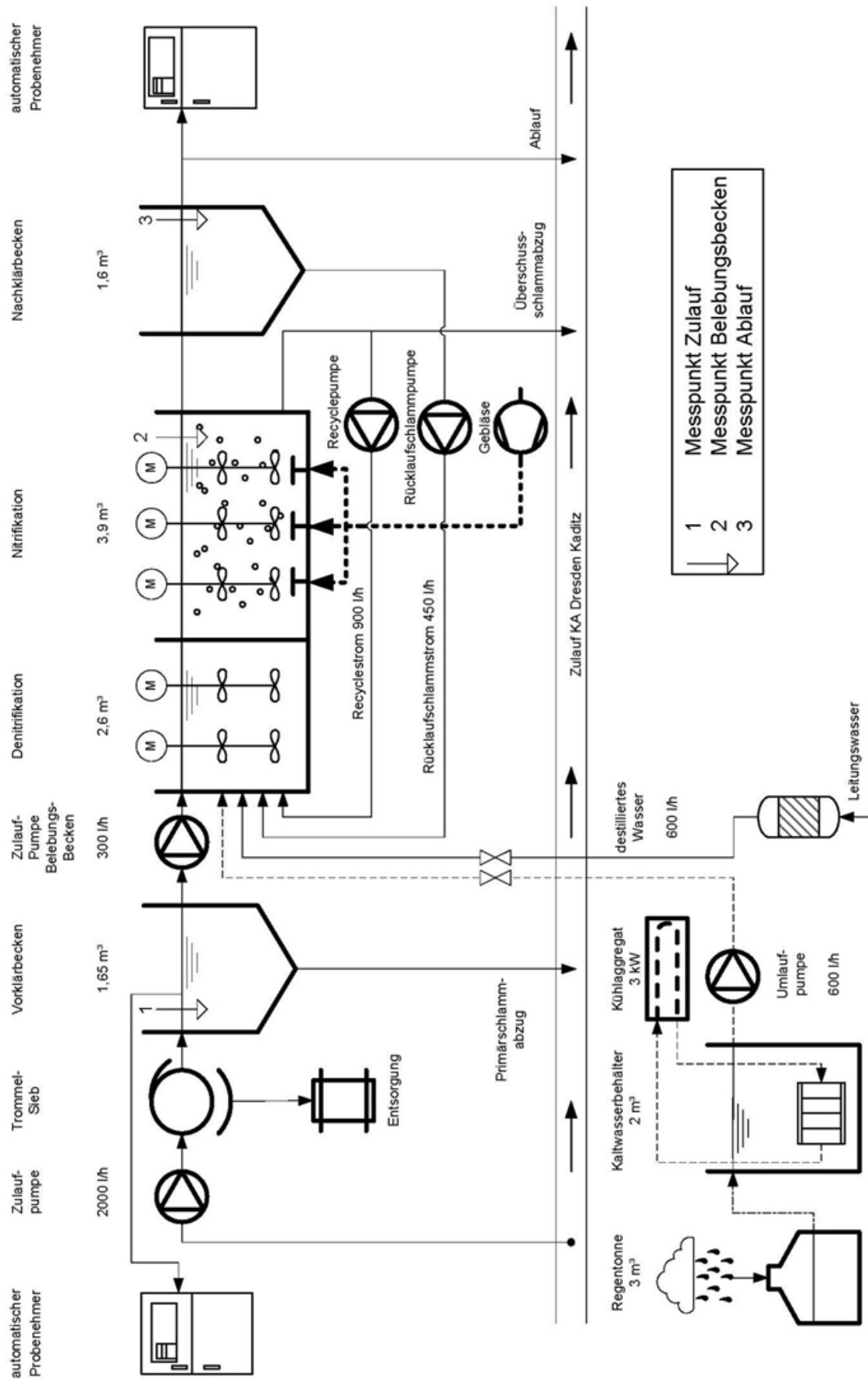


Abbildung 3-9 Schematischer Aufbau der halbtechnischen Versuchsanlage

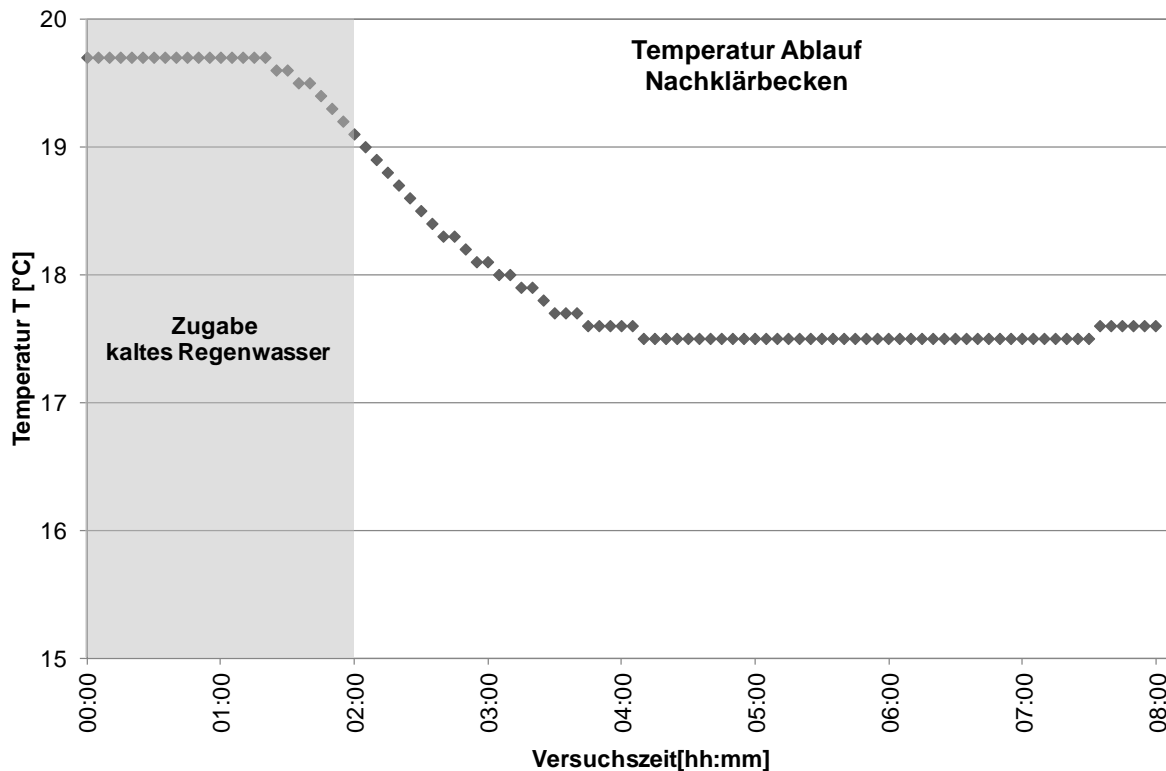


Abbildung 3-10 Auswirkung der Zugabe von kaltem Regenwasser auf die Ablauftemperatur

### 3.3 Simulation der verringerten Abwassertemperaturen auf die Abbauprozesse

Um die halbtechnischen Versuche zu ergänzen, wurden Computer-Simulationen an einer Beispielanlage durchgeführt. Die zu erwartende Erhöhung der Lufttemperaturen im Winter führt vermehrt zu MW-Ereignissen mit Regen anstelle von Schnee. Damit ergibt sich eine andere Belastungsdynamik der Abwasserbehandlungsanlage hinsichtlich der Temperatur und auch der Zulaufmengen. Zur Abschätzung der Auswirkungen der Abwassertemperatur wurde ein abgeglichenes Computer-Modell einer Anlage der Größenklasse 5 genutzt und in zwei Szenarien der Jahresgang der Zulauftemperatur um 1 bzw. 2 °C abgesenkt.

Die Anlage ist nach dem Stand der Technik mit Regelungen zur Stickstoffminimierung ausgestattet. Es wurde ein konstantes Schlammalter von 20 Tagen eingestellt. Die Stickstoffelimination erfolgt mittels vorgeschalteter Denitrifikation ohne externe Substrat-Dosierung sowie einer nachgeschalteten Nitrifikation. Ein Teil des belüftbaren Beckenvolumens wird nach Bedarf zugeschaltet, ansonsten der Denitrifikation zugeordnet. Durch den Betrieb einer anaeroben Schlammbehandlung erfolgt eine kontinuierliche Rückbelastung mit stickstoffreichem Abwasser.

In Abbildung 3-11 ist die Auswirkung der Temperaturabsenkungen auf die Ammoniumkonzentration dargestellt. Im Bereich der 90%-Unterschreitungshäufigkeit steigt die Ammoniumkonzentration von 2 mg/L (Referenz) auf ca. 3,6 mg/L an. Insgesamt ist die Verschlechterung der Nitrifikation durch geringere biologische Aktivität aufgrund der verringerten Temperaturen nicht als kritisch für den Anlagenbetrieb und die Einhaltung der Überwachungswerte zu bewerten.

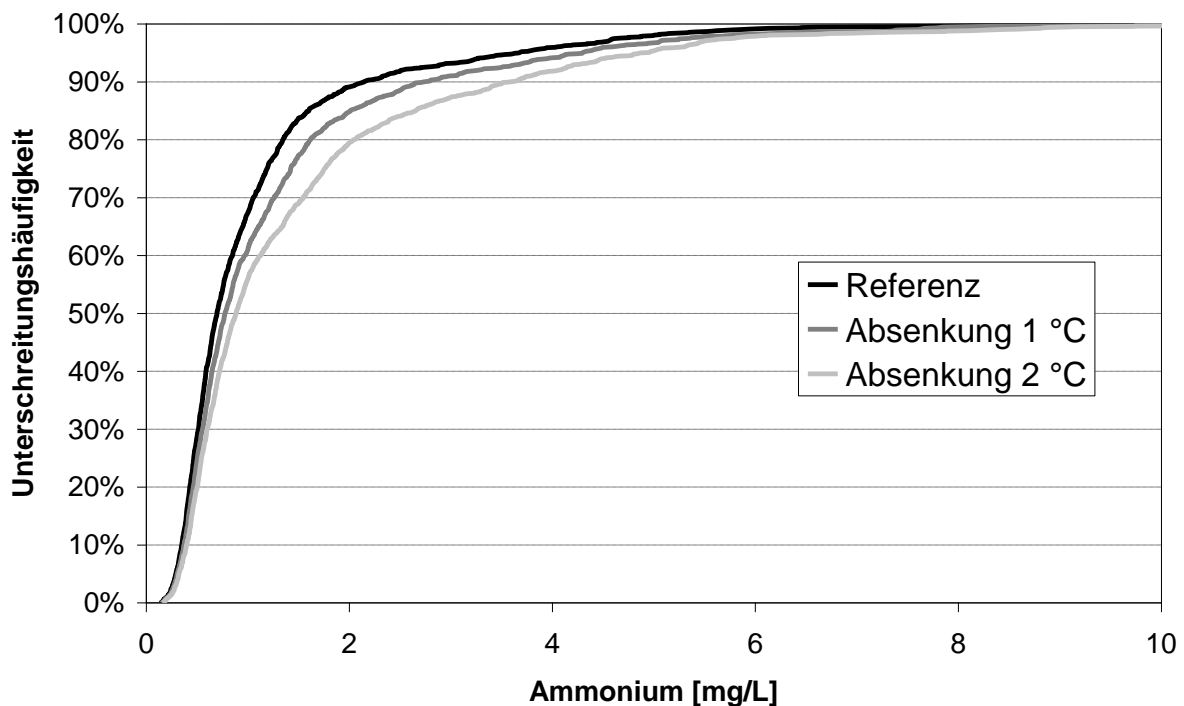


Abbildung 3-11 Unterschreitungshäufigkeit der Ammoniumablaufkonzentration

Für die Nitratkonzentration ergeben sich die in Abbildung 3-12 dargestellten Auswirkungen. Die auftretenden Unterschiede sind noch geringer. Hier ist die wahrscheinlichste Triebkraft für die verringerte Nitratkonzentration bei niedrigeren Temperaturen nicht eine bessere Denitrifikation sondern die geringere zur Verfügung stehende Nitratfracht durch die geringere Nitrifikationsleistung.

Die veränderte Dynamik der Ammoniumkonzentration beeinflusst ebenfalls die erforderliche Luftmenge, die eingetragen werden muss. Unabhängig vom Temperatureinfluss auf die physikalischen Randbedingungen des Sauerstoffeintrages wird durch die verminderte Aktivität der Biomasse bei Absenkung um 1 K nur 98 %, bei Absenkung um 2 K nur 97 % der Luftmenge des Referenzszenarios benötigt. Durch die Erhöhung der Ammoniumkonzentration bei Absenkung der Temperatur erfolgt eine

geringfügig häufigere Aktivierung der Belüftung in den variablen Denitrifikations-/Nitrifikationsbecken (

Tabelle 3-2).

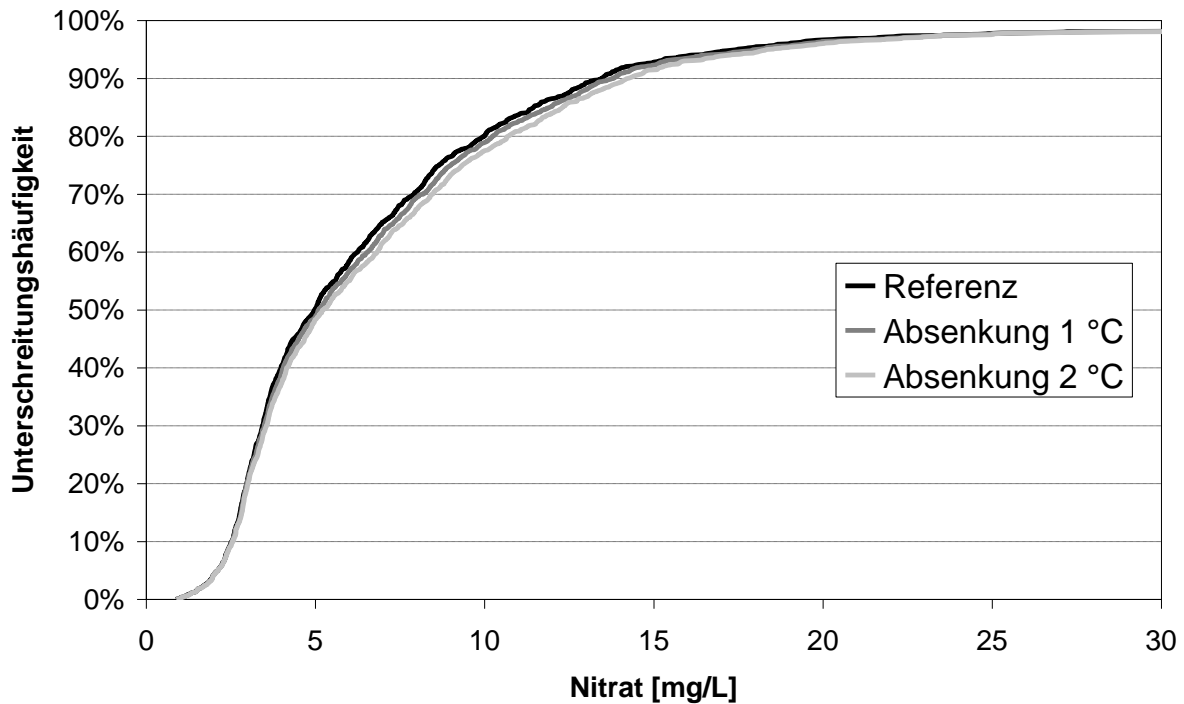


Abbildung 3-12 Unterschreitungshäufigkeit der Nitratblaufkonzentration

Tabelle 3-2 Einfluss auf das Betriebsregime der Kläranlage

	DN/NI1	DN/NI2	Nitrifikation
	Belüftung aktiv	Belüftung aktiv	Belüftung aktiv
Referenz	0,4%	1,7%	100%
MINUS1	0,5%	2,8%	100%
MINUS2	1,2%	4,0%	100%

### 3.4 Schlussfolgerung

Im Rahmen der Untersuchungen an der halbtechnischen Versuchsanlage und den Simulationsstudien war ein signifikanter Einfluss durch kalte Mischwasserereignisse nicht nachweisbar. Je nach Ausprägung bewirken verminderte Abwassertemperaturen bei Mischwasserereignissen im Winter hauptsächlich eine verringerte Nitrifikationsleistung. Trotz der notwendigen Erhöhung des aeroben Belebungsbeckenvolu-

mens verringert sich prinzipiell der Luftbedarf aufgrund der verringerten biologischen Aktivität geringfügig. Bei entsprechender Anlagentechnik und Regeltechnik werden im Rahmen der untersuchten Temperaturverringerung bis 2 K keine maßgebenden Auswirkungen auf den Betrieb der Abwasserbehandlungsanlagen auftreten.

## 4. Veränderung der Kationenverhältnisse

### 4.1 Allgemeines

Vermeehrt auftretende kalte Mischwasserereignisse im Winter führen ggf. dazu, dass sich eine signifikante und über einen kurzfristigen Zeitraum hinaus stattfindende Veränderung der Kationenverhältnisse einstellen kann. Anhand von Untersuchungen an der halbtechnischen Versuchsanlage sowie durch umfangreiche Batchversuche erfolgte die Problemdarstellung zur Untersuchung der auftretenden Phänomene.

### 4.2 Literaturrecherche

#### 4.2.1 Bedeutung der Kationen für die Schlammeigenschaften

Die Belebtschlammstruktur wird unter anderem von der Abwasserzusammensetzung und den Betriebsbedingungen beeinflusst. Gut absetzbare Flocken sind kompakt und weisen eine hohe spezifische Masse auf. Belebtschlammflocken setzen sich allgemein aus mineralischen und organischen Verbindungen wie beispielsweise Calciumcarbonat bzw. extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) zusammen. Die Biomasse besteht zum überwiegenden Anteil aus Bakterien und Substanzen bakteriellen Ursprungs. Die Absetzbarkeit der Flocken ist in Belebungsanlagen mit sedimentativer Schlammabtrennung häufig eine limitierende Eigenschaft des belebten Schlammes. Durch die Verbesserung der Schlammeigenschaften wird eine Erhöhung der Feststoffkonzentration im Belebungsbecken zulässig, wodurch bei gleichem Beckenvolumen eine Erhöhung des Schlammalters ermöglicht wird.

Biopolymere bzw. EPS werden innerhalb des Belebtschlammesystems durch Stoffwechselprozesse der Mikroorganismen produziert. Zur Aggregation von Mikroorganismen in die Flocken sind EPS von wesentlicher Bedeutung (McKinney, 1952). Grundsätzlich bestehen diese aus Polysacchariden, Lipiden, Proteinen und Nukleinsäuren (Kara et al., 2008), wobei insbesondere die Proteine eine maßgebende Rolle bei der Flockenbildung einnehmen (Sobeck und Higgins, 2002).

Funktionelle Gruppen der EPS wie Hydroxyl- und Carboxylgruppen, die bei neutralen und basischen pH-Werten deprotoniert vorliegen, verursachen eine negativ geladene Flockenoberfläche (McKinney, 1952; Steiner et al., 1976; Sobeck und Higgins, 2002). Im Gegensatz dazu liegen z.B. Aminogruppen bei niedrigem pH-Wert im protonierten Zustand vor und verursachen positive Ladungen (McKinney, 1952). Mehrwertige Kationen verbinden unter den üblichen Bedingungen von Belebtschlammesystemen die

Biopolymere untereinander (Steiner et al., 1976; Higgins und Novak, 1997; Higgins und Novak, 1997a), wodurch ein direkter Einfluss auf die Flockenstruktur besteht. Da die Kationen austauschbar sind (Bruus et al. 1992; Higgins und Novak, 1997), werden die Absetzeigenschaften von den Konzentrationsverhältnissen und der Anwesenheit verschiedener Kationen im Abwasser beeinflusst.

Sowohl einwertige als auch mehrwertige Kationen sind natürliche Bestandteile des häuslichen Abwassers, deren Einfluss auf die Flockenbildung durch verschiedene Autoren unterschiedlich erklärt wird. Nach Ergebnissen von Laboruntersuchungen von Sobek und Higgins (2002) stellt die Brückenbildungstheorie die umfassendste Erklärung für den Einfluss verschiedener Kationen auf die Flockenbildung bereit. Demnach wird insbesondere durch mehrwertige Kationen eine Verbesserung der Flockenbildung erreicht, da einwertige Kationen keine ausreichende Ladung bereitstellen, um zwischen verschiedenen Flocken Brücken zu bilden. Aufgrund der Austauschbarkeit der Ionen werden im Falle hoher Konzentrationen von einwertigen Kationen die zweiwertigen Kationen aus den Flocken verdrängt. Dies kann auch durch Mischwasserereignisse als Folge der Verdünnung verursacht werden.

#### **4.2.2 Auswirkungen verschiedener Kationen**

Einige Untersuchungen deuten auf eine Abhängigkeit der EPS-Bildung von der Natrium- und der Kaliumkonzentration hin. Nach Kara et al. (2008) wird die Produktion von Proteinen und Polysacchariden durch Natrium und insbesondere durch Kalium stimuliert. Als weiteres Ergebnis der Untersuchung wird eine Erhöhung des Widerstandes der Flocken gegen Scherkräfte bei einer geringen Kaliumzugabe dargestellt. Höhere Kaliumkonzentrationen wirken sich demgegenüber schlecht auf die Flockeneigenschaften aus. Diese Beobachtung wird auf die Verdrängung zweiwertiger Kationen aus den Flocken zurückgeführt.

Bruus et al. (1992) stellen anhand von Laboruntersuchungen unterschiedliche Wirkungen von Kalium-, Natrium-, Calcium- und Magnesiumionen hinsichtlich des Ionenaustausches an Belebtschlamm dar. Im Bereich einer Zugabe von 0 bis 300 meq/l der Ionen  $K^+$ ,  $Na^+$  und  $Mg^{2+}$  wird durch Magnesium die größte Freisetzung von  $Ca^{2+}$ -Ionen zu 11,4 meq/l verursacht. Bei der Zugabe von Magnesium wurde ein Anstieg der Konzentrationen von Natrium- und Kalium-Ionen in der Lösung nicht festgestellt. Die Zugabe von  $K^+$  führte zu einer maximalen  $Ca^{2+}$ -Freisetzung von rund 10 meq/l, während  $Na^+$ -Ionen maximal 8,6 meq/l des  $Ca^{2+}$  in die Lösung überführten.

Durch die Zugabe von einwertigen Ionen wurde neben Calcium auch Magnesium freigesetzt. Während die  $\text{Ca}^{2+}$ -Freisetzung durch Natrium und Kalium unmittelbare Auswirkungen auf die Trübung des Zentrifugats der behandelten Schlämme verursachte, wurde eine Erhöhung der Trübung bei Magnesium erst bei höheren Konzentrationen festgestellt. Dies wird durch eine teilweise Substitution des Calciums durch Magnesium erklärt. Die erhöhte Trübung im Zentrifugat korrelierte mit einer schlechteren Filtrierbarkeit des Schlammes.

Higgins und Novak (1997a) untersuchen den Zusammenhang zwischen dem Konzentrationsverhältnis von monovalenten zu divalenten Kationen (M/D-Verhältnis) und den Absetz- und Entwässerungseigenschaften von Belebtschlamm an verschiedenen großtechnischen Anlagen. Eine signifikante Erhöhung der Trockensubstanz (TS) im Ablauf, des Schlammindezes (ISV) und der kapillaren Saugzeit (CST) wird ab einem M/D-Verhältnis von 2:1 nachgewiesen. Problematisch sind hohe Konzentrationen einwertiger Kationen wie bspw. Natrium, Kalium oder Ammonium. Eine Verbesserung der Absetzeigenschaften wird erreicht, wenn zweiwertige Kationen wie Calcium oder Magnesium zugeführt werden und sich das Verhältnis zugunsten der zweiwertigen Kationen verändert. Insbesondere für industrielle Abwasserbehandlungsanlagen wird durch die Optimierung der Kationenverhältnisse eine Verbesserung der Absetz- und Entwässerungseigenschaften dargestellt. Nach der Umstellung von Natronlauge auf Magnesiumhydroxid zur pH-Wert-Regulierung verbesserte sich der Schlammindezes einer kommunalen Kläranlage von 200 ml/g auf 170 ml/g bei gleichzeitiger Verringerung der Polymerdosis für die Entwässerung des Faulschlammes. Weitere Untersuchungen von Higgins et al. (2004) und Higgins et al. (2004a) belegen, dass sowohl durch die Zugabe von zweiwertigen Kationen als auch durch die Substitution von Basen mit einwertigen Kationen (z.B. Natronlauge) durch Basen mit zweiwertigen Kationen (z.B. Magnesiumhydroxid) eine Verbesserung der Absetz- und Entwässerungseigenschaft erreicht wird.

Biggs et al. (2001) untersuchten den Einfluss steigender Kationenkonzentrationen auf die Flockengröße. Bei Calciumzugaben unter 4 meq/L wurde kein Unterschied in der Flockengröße gegenüber der Referenz ohne Calciumzugabe festgestellt. Calciumkonzentrationen von 8 meq/L und darüber führten zur Bildung von deutlich größeren Flocken. Im Rahmen dieser Untersuchung wurde die Freisetzung von Natrium- und teilweise auch Magnesiumionen aus dem Belebtschlamm durch die Zugabe von Calcium festgestellt. Dies wird als Bestätigung des Auftretens von Ionenaus-

tauschprozessen einerseits und der wesentlichen Bedeutung mehrwertiger Kationen für die Flockung andererseits interpretiert.

Kara et al. (2008) bestätigen, dass sich die Absetzeigenschaften mit steigenden Konzentrationen einwertiger Kationen verschlechtern. Dabei wurden Ein-Liter-Mensuren mit Mischschlamm gefüllt und über 30 Minuten das abgesetzte Schlammvolumen aufgezeichnet. Auf eine genauere Versuchserläuterung wurde in der Studie verzichtet. Mit steigenden Natrium- und Kaliumkonzentrationen sank die Absetzgeschwindigkeit bei Natrium von anfänglichen 0,04 cm/s bei 0,5 meq/L auf bis zu 0,01 cm/s bei 10 meq/L. Bei Kalium wurde zwar keine derart drastische Veränderung gemessen, aber eine deutliche Verringerung der Absetzgeschwindigkeit wurde ebenfalls festgestellt.

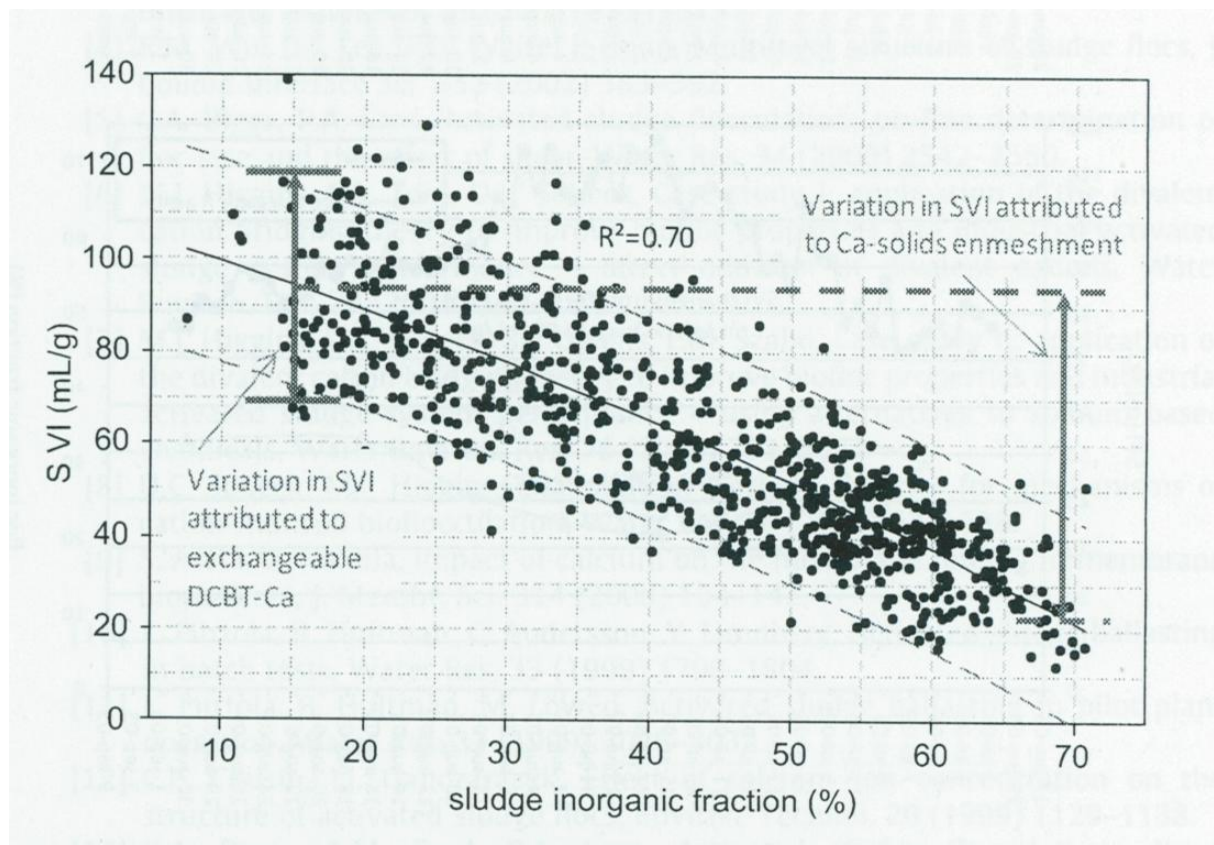


Abbildung 4-1 Abhängigkeit des Schlammindezes von dem anorganischen Anteil des Belebtschlammes gemäß Peeters et al. (2011)

Peeters et al. (2011) führen den Einfluss von Calcium auf die Flockenbildung sowohl auf die Brückenbildung zwischen Polymeren als auch auf Ausfällungen, die in die Flocken eingeschlossen werden zurück. Die Autoren interpretieren die Untersuchungsergebnisse im Sinne einer verhältnismäßig konstanten Relation zwischen

dem Calcium, das für die Brückenbildung verantwortlich ist und dem Glühverlust des Belebtschlammes. Darüber hinaus vorliegende Calciumverbindungen werden als ausgefallene Feststoffe in die Flocken eingebunden. Der Einfluss der Brückenbildung und des anorganischen Anteils der Trockensubstanz auf dessen Absetzbarkeit wird mit Abbildung 4-1 dargestellt.

### 4.3 Untersuchungen an der halbtechnischen Versuchsanlage

Für eine Beschreibung der Versuchsanlage wird auf Abschnitt 3.2 verwiesen. Die Untersuchung erfolgte durch Simulation von Verdünnungsereignissen. Beispielhaft wird nachfolgend die Zugabe von Leitungswasser in den Zulauf des Belebungsbeckens bei kontinuierlichem Betrieb der Anlage dargestellt. Die Zugabe des Leitungswassers erfolgte mit einem Volumenstrom von ca. 700 L/h über einen Zeitraum von 24 Stunden bei einem Abwasservolumenstrom von 300 L/h. In Abbildung 4-2 sind die resultierenden Leitfähigkeits- und Temperaturganglinien im Ablauf der Anlage dargestellt. Es ist ersichtlich, dass der durch das Leitungswasser bedingte Verdünnungs- bzw. Abkühlungsprozess das Verweilzeitverhalten und die Dynamik der Prozesse der Anlage sehr gut widerspiegelt.

Abbildung 4-3 stellt die Konzentrationen der maßgebenden Kationen im Ablauf der Anlage im gleichen Zeitraum dar. Es ist ersichtlich, dass die betrachteten einwertigen Kationen (Kalium und Natrium) nach ca. 24 Stunden ein Konzentrationsminimum aufweisen. Da das Minimum zeitgleich zur Beendigung der Leitungswasserzugabe auftritt, ist die anschließende Erhöhung der Konzentrationen bzgl. Natrium und Kalium im Anlagenablauf durch die Erhöhung der Konzentrationen im Zulauf erklärbar. Nach weiteren 24 h ohne Leitungswasserzugabe entsprechen die Konzentrationen den Ausgangswerten. Das Konzentrationsminimum tritt bei den zweiwertigen Kationen (Calcium und Magnesium) bereits nach ca. 6 bis 8 Stunden auf. Während der Effekt der Verdünnung innerhalb der ersten 6 bis 8 h für die ein- und zweiwertigen Kationen vergleichbar ist, erfolgt im nachfolgenden Zeitraum bis zum Ende der Leitungswasserzugabe eine Überführung von zweiwertigen Ionen in die Lösung, welche bei den einwertigen Ionen nicht zu beobachten ist. Ausgehend von dem dargestellten Verlauf der Ablaufleitfähigkeit, welcher das Verweilzeitverhalten widerspiegelt, ist die Verschiebung der Konzentrationsminima auf Ionenaustauschvorgänge zurückzuführen. Eine Bilanzierung der Austauschvorgänge ist durch die Versuche nicht durchführbar, wird aber anhand der Batchversuche nachfolgend dargestellt.

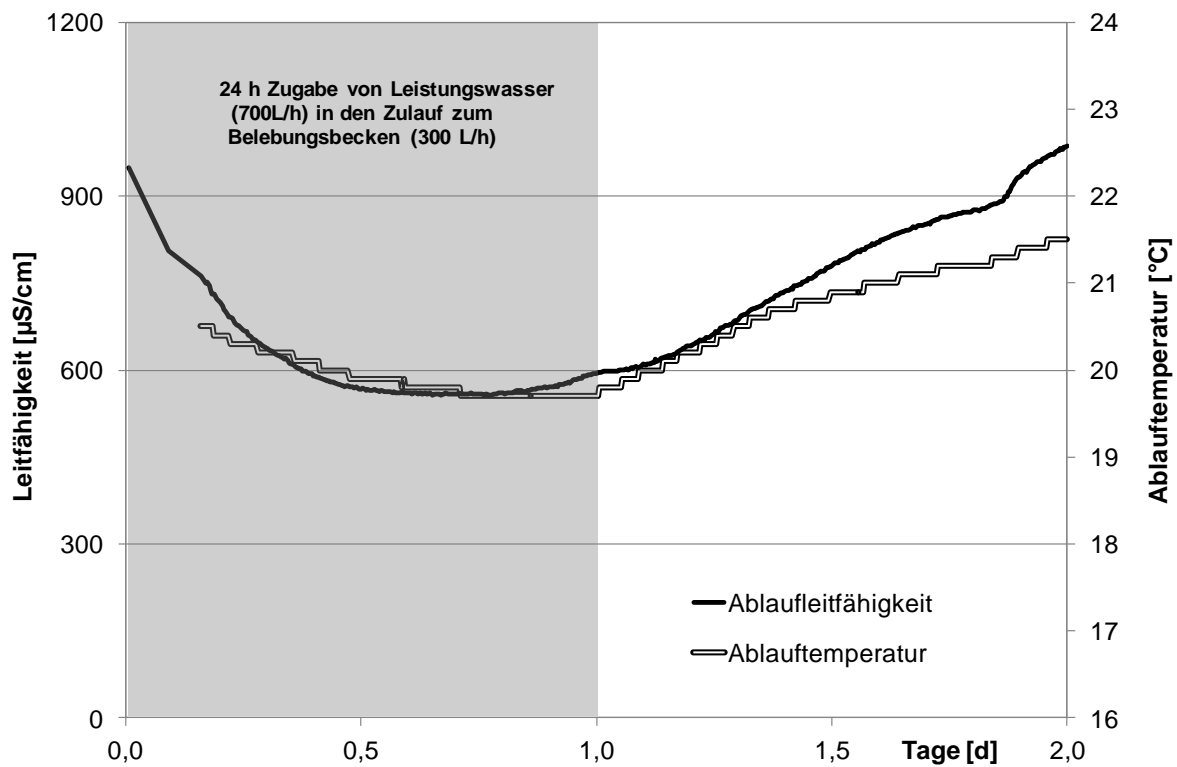


Abbildung 4-2 Verlauf der Ablaufleitfähigkeit und -temperatur bei Zugabe von Leitungswasser in den Zulauf zum Belebungsbecken

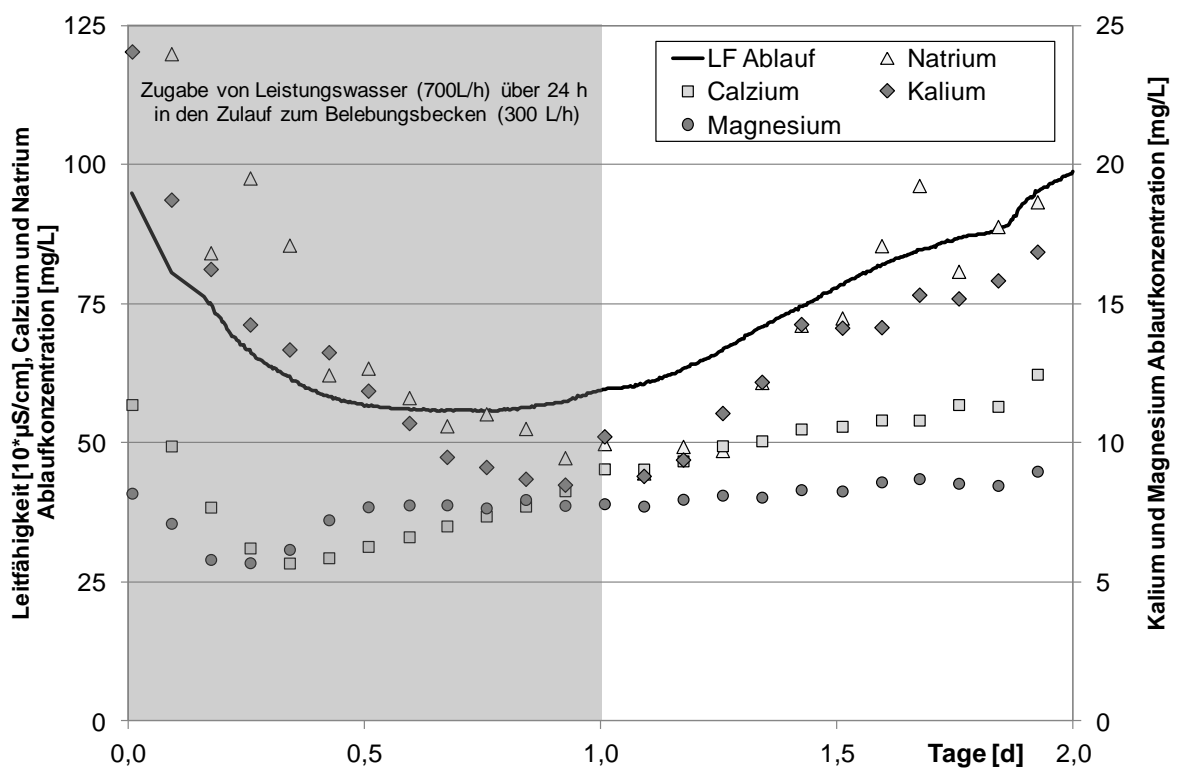


Abbildung 4-3 Auswirkung der Leitungswasserzugabe auf den Verlauf der maßgebenden Kationen im Ablauf der Anlage

## 4.4 Batchversuche zur Ermittlung des Ionenaustausches

In Anbetracht der identifizierten Ionenaustauschvorgänge durch die Untersuchungen an der halbtechnischen Versuchsanlage erfolgten Versuche, um die Austauschprozesse der Kationen im Belebtschlamm detailliert zu untersuchen. Hierfür wurden Verdünnungsversuche zur Nachbildung der Verdünnungsprozesse bei Mischwasserereignissen, Wiederaufstockungsversuche zur Darstellung der Umkehr der Ionenaustauschvorgänge und Austauschversuche zur Beschreibung der Kinetik durchgeführt. Beispielhaft werden nachfolgend die Verdünnungsversuche beschrieben und deren Ergebnisse dargestellt. In den Verdünnungsversuchen wurde Kläranlagenzulauf mit destilliertem Wasser im Verhältnis 1:10 verdünnt und anschließend mit belebtem Schlamm in den Verhältnissen 1:1, 1:4, 1:7, und 1:10 verdünnt. Für die Bestimmung der Kationenkonzentrationen erfolgte die Beprobung der Einzelkomponenten und der Mischung nach einer Rührphase von fünf Minuten. In dieser Zeit wurden in den Medien aerobe bzw. anoxische Verhältnisse nachgewiesen. Abbildung 4-4 zeigt schematisch die verschiedenen Mischungsverhältnisse.

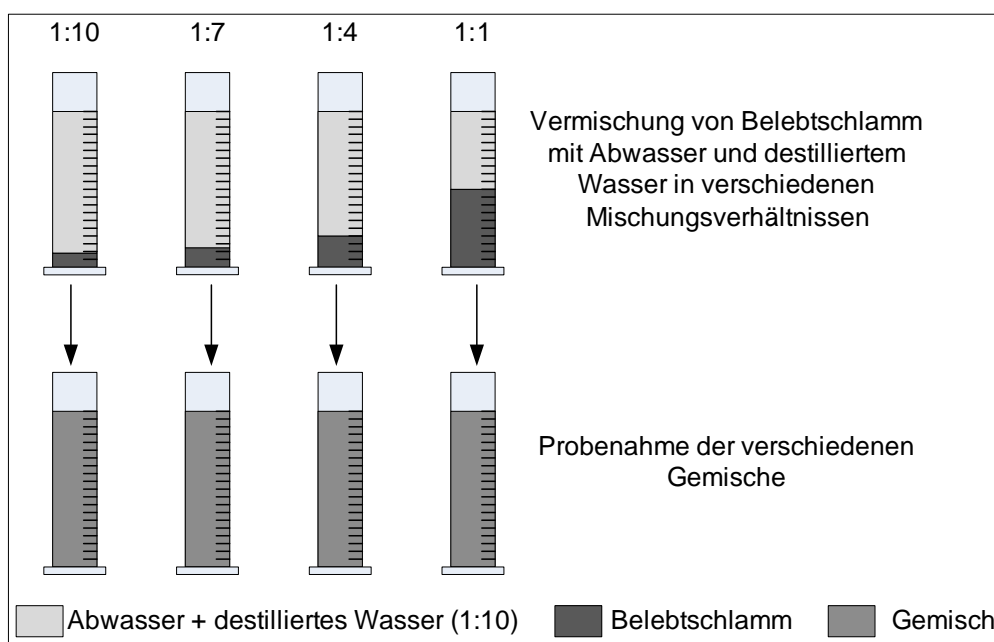


Abbildung 4-4 Schematische Darstellung der durchgeführten Laborversuche

Zusammenfassend ergeben sich aus den Verdünnungsversuchen eine Austauschaktivität zwischen Natrium und Calcium. In Abbildung 4-5 sind der Ionenaustausch bzw. die Abweichung der theoretischen Mischungskonzentration von der tatsächlichen Konzentration aufgetragen. Es ist ersichtlich, dass durch die Verdünnung ein Min-

derbefund von Natrium und ein Mehrbefund von Calcium in der gelösten Phase verursacht wurden. Das Bestimmtheitsmaß für den linearen Zusammenhang zwischen der Abweichung der Natriumkonzentration und der sich einstellenden Gleichgewichtskonzentration betrug 0,32 und bzgl. Calcium 0,82. Die Versuche bestätigten einen Austauschprozess für Kationen.

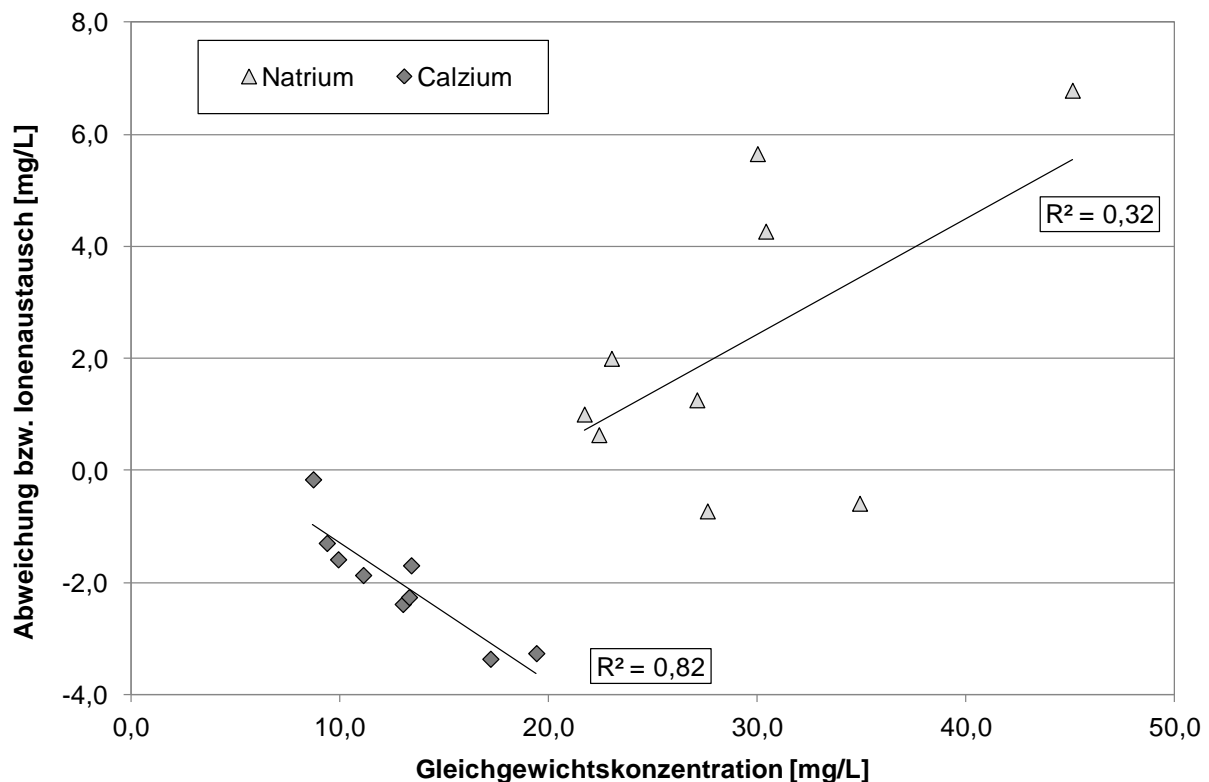


Abbildung 4-5 Identifizierte Abweichungen bei Calcium und Natrium anhand der Gleichgewichtskonzentrationen aufgrund der Ionenaustauschprozesse

#### 4.5 Batchversuche zur Veränderung der Absetzeigenschaften

Der beschriebene Ionenaustausch findet somit grundsätzlich vor allem bei Mischwasserereignissen durch Verdünnungseffekte statt. Eine Bewertung der kurz- und mittelfristigen Auswirkungen auf die Absetzeigenschaften erfolgte anhand verschiedener Versuche, da die Stabilisierung und Verbesserung der Absetzeigenschaften ein maßgebender Faktor für den Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen darstellt. Das Schlammvolumen nach 30 Minuten Absetzzeit wurde mit Messuren der Größen 1 l und 140 l für Belebtschlamm und für Belebtschlamm mit Calciumzugabe verglichen. Dieser Versuch diente zum Nachweis kurzfristiger Auswirkungen von Calcium auf die Schlammeigenschaften. Unter Beachtung der Ablesefehler und der mögli-

chen Fehler bei der Mischung wurde kein Unterschied des Schlammvolumens der beiden Ansätze ermittelt. Kurzfristige Auswirkungen waren daher nicht nachweisbar. Da die Auswirkungen auf das Schlammvolumen aufgrund der beschriebenen Randbedingungen nur bedingt aussagekräftig und die dargestellten Versuche im kurzfristigen Bereich lagen, wurden mittelfristige Versuche über 3 Tage durchgeführt, wobei ebenfalls 2 Ansätze mit und ohne Zugabe von Natrium oder Calcium Grundlage der Untersuchung bildeten. Über einen Zeitraum von 72 Stunden wurde in den unten aufgeführten Zeitabschnitten die Absetzgeschwindigkeit der jeweiligen Belebtschlammansätze ermittelt. Dabei wurden an verschiedenen Belebtschlammproben die Zugabe von destilliertem Wasser gegenüber gereinigtem Abwasser, und die Zugabe von Calcium bzw. Natrium gegenüber einem Referenzversuch untersucht. Durch die Zugabe von Calcium und Natrium wurde eine Verdopplung der jeweiligen Ionenkonzentration erreicht. Eine detaillierte Darstellung der Zugabemengen und weiteren Randbedingungen ist in der von Oeltze (2013) durchgeführten Bachelorarbeit enthalten. Tabelle 4-1 zeigt beispielhaft die ermittelten Absetzgeschwindigkeiten beim Zeitversuch mit und ohne Calciumzugabe. Unter Beachtung der auftretenden Ablesefehler und der geringen Unterschiede der jeweiligen Versuchsreihen ergibt sich keine signifikante Veränderung der Absetzgeschwindigkeit und somit auch im Rahmen der Batchversuche keine mittelfristige Veränderung der Absetzgeschwindigkeit durch den beschriebenen Ionenaustausch.

Tabelle 4-1 Zusammenfassung der ermittelten Absetzgeschwindigkeiten beim Zeitversuch mit und ohne Calciumzugabe über den Versuchszeitraum von 72 h

Absetzgeschwindigkeit [m/h]	Zeitversuch mit Calcium	
	Mit Calcium	Ohne Calcium
Start	6,19	6,62
2 h	6,79	6,75
24 h	6,96	6,53
48 h	6,57	6,64
72 h	6,62	6,83

## 4.6 Schlussfolgerung

Zusammenfassend zeigen die Untersuchungen an der Versuchsanlage und die Batchversuche, dass durch Mischwasserereignisse induzierte Ionenaustauschvorgänge in geringem Umfang stattfinden und reversibel sind. Ein Zusammenhang der Austauschprozesse der Kationen mit den Schlammigenschaften konnte unter den eingestellten Versuchsbedingungen nicht nachgewiesen werden.

## **5. Anpassungsmaßnahmen im Bereich Kläranlage**

### **5.1 Allgemeines**

Kommunale Abwasserbehandlungsanlagen werden generell so konzipiert, dass sie über einen weiten Schwankungsbereich zuverlässig betrieben werden können. Zum Schutz vor maschinellen Betriebsstörungen und um auf täglich auftretende Schwankungen der Abwassermenge und der Abwasserqualität reagieren zu können, sind viele Aggregate und Becken redundant bzw. flexibel ausgelegt. Für Abweichungen von den Planungsannahmen und die Entwicklung des Einzugsgebietes, werden in der planerischen Konzeption ergänzende Anlagenteile, wie bspw. Dosierstellen, Speicherbehälter oder Flächen für zusätzliches Reaktionsvolumen vorgesehen. Durch derartige ergänzende Maßnahmen sind kommunale Anlagen an verschiedene Veränderungen der Zulaufbedingungen in ausreichendem Maß anpassbar.

Die geltenden Bemessungsregeln der DWA werden durch die Praxisergebnisse bestätigt. Dabei sind regional abweichende Klimafaktoren von untergeordneter Bedeutung. Die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen bestätigen dies. Die Kommunale Abwasserbehandlungsanlage Dresden-Kaditz, welche nach dem Stand der Technik ausgerüstet ist und betrieben wird, wird daher nicht maßgeblich durch den Klimawandel beeinflusst. Für eine fehlende Übertragbarkeit dieser Aussage auf Anlagen nach dem Stand der Technik liegen keine Indizien vor.

Dennoch bestehen Möglichkeiten den Betrieb kommunaler Anlagen vor dem Hintergrund des sich veränderten Klimas zu optimieren. Die Umsetzung derartiger Anpassungsmaßnahmen ist nur in solchen Fällen notwendig, in denen tatsächliche Verschlechterungen des Reinigungsergebnisses nachweisbar sind. Im Regelfall wird dies nicht eindeutig auf den Klimawandel zurückgeführt werden können, da Einflüsse der Einzugsgebietsentwicklung die der Klimaentwicklung überdecken. Die möglichen Anpassungsmaßnahmen sind nicht spezifisch für den Klimawandel. Stattdessen wird eine allgemeine Optimierung des Betriebes von kommunalen Anlagen erreicht.

### **5.2 Anpassungsmaßnahmen zur Minimierung der Mischwasserentlastungen**

#### **5.2.1 Allgemeines**

Das Ziel der nachfolgend beschriebenen Anpassungsmaßnahmen ist die Minimierung der stofflichen und hydraulischen Gewässerbelastung. Grundsätzlich wird das

Kanalnetz anhand einer stofflichen, flächenbezogenen Entlastungsfracht von 250 kg CSB/ha<sub>red</sub> bemessen. Infolge vermehrter Mischwasserereignisse im Winter bzw. vermehrt auftretender Starkregenereignisse im Sommer und ggf. verstärkter Anforderungen an die Gewässerqualität ist es zielführend die Entlastungsfrachten in die Gewässer auf einem niedrigen Niveau zu stabilisieren bzw. zu minimieren. Die Möglichkeiten auf der Kanalnetzseite werden in diesem Rahmen nicht weiter betrachtet. Für den Bereich Kläranlage können die Maßnahmen auf folgende Kernbereiche zusammengefasst werden:

- Verbesserung und Stabilisierung der Absetzwirkung (Aeration Tank Settling, Optimierung der Nachklärung, Aluminiumzugabe zur Blähschlammbekämpfung, Flockungshilfsmittelzugabe)
- Vermehrte Mischwasserbehandlung (Erhöhung und dynamische Anpassung des Kläranlagenzuflusses, Bypassführung)
- Speicherbewirtschaftung (Vorklärung, Regenüberlaufbecken)

### **5.2.2 Verbesserung und Stabilisierung der Absetzwirkung**

Durch die Verbesserung und Stabilisierung der Absetzwirkung des belebten Schlammes einer Abwasserbehandlungsanlage ergeben sich auf der einen Seite Vorteile beim Einhalten bzw. Unterschreiten der Überwachungswerte und auf der anderen Seite besteht die Möglichkeit ein höheres Schlammalter bei gleicher ÜSS-Produktion einzustellen. Die stabile Sedimentation ist letztlich die Voraussetzung für eine vermehrte Mischwasserbehandlung. Somit stellt die Verbesserung und Stabilisierung der Absetzeigenschaften einen wichtigen Themenkomplex zur Verringerung der Gewässerbelastung dar. Nachfolgend werden die möglichen Maßnahmen dargestellt und beschrieben.

#### **Aeration Tank Settling**

Das primäre, im Zuge von Mischwasserereignissen auftretende Problem ist die infolge des höheren Zuflusses einsetzende Schlammverlagerung aus dem Belebungsbecken in das Nachklärbecken, in dessen Folge einerseits der Gehalt an aktiver Biomasse im Belebungsbecken sinkt, andererseits der Schlamm Spiegel im Nachklärbecken steigt und die Gefahr von Schlammabtrieb besteht (Lessard und Beck, 1990; Nyberg et al., 1996a; Nyberg et al., 1996b; Spatzierer, 2001).

Es wurde gezeigt, dass es möglich ist, Belebungsbecken temporär als Absetzbecken (ATS – Aeration Tank Settling) zu nutzen (Nielsen et al., 1996; Nielsen et al., 2000; Boonen et al., 2000; Gernaey et al., 2004). Durch ATS sinkt einerseits der Biomasseaustrag durch die Verringerung der Verlagerung von Schlamm in das NKB, andererseits wird durch die Rücklaufschlammförderung der Schlamm Spiegel abgesenkt und die Kapazität des NKB wieder hergestellt (Spatzierer, 2001) bzw. deutlich erhöht (Bundgaard et al., 1996; Nielsen et al., 1996; Boonen et al., 2000; Nielsen et al., 2000). Durch die Vergrößerung des Sedimentationsraumes sinkt das belüftete Volumen. Allerdings muss sich dies nicht signifikant auf die Ablaufwerte auswirken, da zur Behandlung des verdünnten Mischwassers im Vergleich zu Trockenwetterbedingungen weniger Luftsauerstoff erforderlich ist, vorausgesetzt, dass ATS erst dann aktiviert wird, wenn der hochkonzentrierte Schmutzstoß bereits durch die vorhandene Mischwasserkapazität der Anlage gepuffert wurde (Spatzierer, 2001). Letztendlich müssen das erforderliche Nitrifikationsvolumen und die Bereitstellung der hydraulischen Reserven gegeneinander abgewogen werden (Gernaey et al., 2004).

ATS kann bei mehreren Belebungsbecken durch ggf. alternierendes Ausschalten der Belüftung in einem oder mehreren Becken aber auch bei Einbeckenanlagen durch Abschaltung der Belüftung am Beckenende angewendet werden (Bundgaard et al., 1996; Nielsen et al., 2000). Ein- und Ausschaltpunkte der Belüftung für die Aktivierung bzw. Deaktivierung von ATS können von der Höhe des Schlammspiegels im NKB abhängig gemacht werden (Spatzierer, 2001). Sinnvoll ist es, das zur Sedimentation freigegebene Belebungsbeckenvolumen von der Stärke des Mischwasserereignisses abhängig zu machen (Gernaey et al., 2004).

Aeration Tank Settling ist vorzugsweise bei niedrigen Schlammindizes z. B. bei ISV < 75 ml/g anwendbar, da hohe Indizes den Wirkungsgrad des Verfahrens vermindern (Spatzierer, 2001). Gegenüber anderen Strategien zur Mischwasserbehandlung, z. B. Erhöhung des Rücklaufschlammvolumenstromes oder Step-Feed-Beschickung hat ATS den Vorteil einer zeitnahen Wirkung ohne negative Beeinflussung der biologischen Prozesse (Nielsen et al., 1996).

Für die Kläranlage Dresden-Kaditz wurden hierfür großtechnische Versuche durchgeführt. Für die Sicherstellung, dass die Regenwettersteuerung bzw. das ATS erst aktiviert wird, wenn der Frachtstoß aus dem Mischwasser in der Anlage ausreichend behandelt wurde, erfolgte die Aktivierung durch die Kopplung an den aktuellen Zu-

laufvolumenstrom sowie den Luftverbrauch der Anlage. Erst, wenn die erforderliche Luftmenge einen Schwellwert unterschreitet und damit der Sauerstoffverbrauch in der Anlage auf ein Normalniveau gefallen ist, wird mit der Regenwettersteuerung bzw. ATS begonnen. Die untersuchte Anlage besitzt 6 parallel angeordnete Umlaufbecken. Es wurden Versuche mit 1 bzw. 2 Becken ohne Belüftung und Umwälzung gefahren. Abbildung 5-1 zeigt ein Beispiel mit einem Becken (BB3), an welchem bei Trockenwetterbedingungen die Regenwettersteuerung getestet wurde. Dabei wurden Rezirkulation und Rücklaufschlammführung auf das bei Mischwasserzufluss auftretende Maximum eingestellt, um annähernd Mischwasserverhältnisse zu schaffen. Die Absenkung des Feststoffgehalts von 3,2 auf 1,1 g/L ist deutlich anhand der manuellen TS Beprobung im Ablauf von Belebungsbecken 3 erkennbar. Dies ergibt für den Ablauf der Beckengruppe 1 (BB1-3) eine Absenkung gegenüber den anderen 3 Becken (BB4-6) um ca. 20 %.

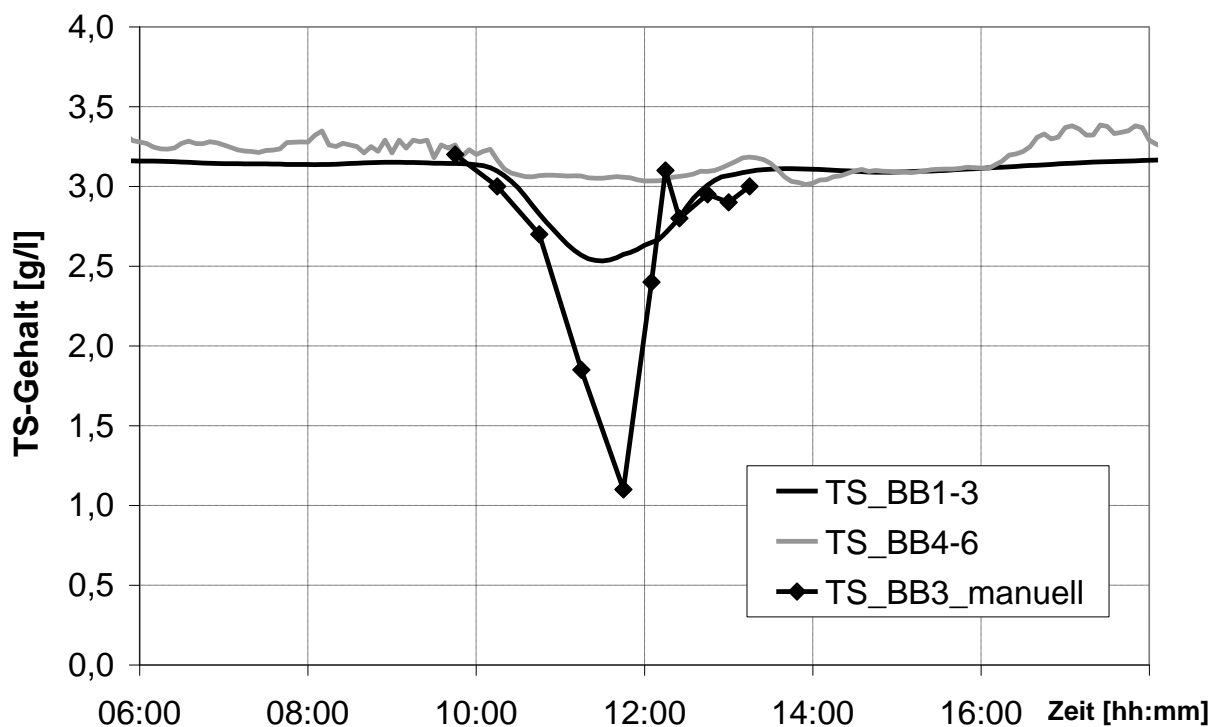


Abbildung 5-1: Abfall des TS-Gehaltes im Ablauf der beiden Belebungsbeckengruppen BB1-3 und BB4-6 der Kläranlage Dresden-Kaditz

Anschließende Versuche und Realbetrieb bei Mischwasser haben bei zwei Becken mit Regenwettersteuerung eine Feststoffabsenkung um über 20 % erbracht. Das Verfahren wurde erfolgreich in den Wintermonaten bei Vorliegen schlechter

Schlammigenschaften (hoher ISV) angewendet. Dabei wurde die Absetzzeit für das ATS auf maximal 2 h beschränkt. In allen Versuchen sowie im Realbetrieb wurde kein merklicher Anstieg der Ammonium- oder Phosphatkonzentration im Ablauf festgestellt, welcher auf eine Unterversorgung des Belebtschlammes mit Sauerstoff zurückzuführen wäre. Ebenso waren keine Probleme bei der Remobilisierung des abgesetzten Schlammes feststellbar. Damit stellt dieses Verfahren eine einfache und kostengünstige, schnell wirksame Methode dar, um kurzfristige Überlastungen der NKB zu vermeiden. Es ist darauf zu achten, dass bei mehreren Becken und entsprechender Verteilung auf mehrere NKB eine Ungleichbeschickung mit Belebtschlamm erfolgt und sich bei fehlender Quervermischung somit unterschiedliche Schlamm Spiegel einstellen können.

### **Optimierung der Nachklärung**

Für den Betrieb von konventionellen Abwasserreinigungsanlagen, die Sedimentationsbecken zur Feststoffabtrennung verwenden, stellen diese den letzten Schritt vor Abgabe des gereinigten Wassers dar. Grundlegende Bemessungsvorgaben sind in ATV-DVWK A 131 (2000) enthalten. Aus weiteren Forschungsergebnissen und aus betrieblichen Erfahrungen sind im DWA-Arbeitsbericht (2013) die maßgebenden Anforderungen für ein funktionierendes Nachklärbecken dargestellt. Die Fokussierung auf die Lage des Auslaufes des Einlaufbauwerkes wird dabei besonders hervorgehoben.

### **Aluminiumzugabe zur Blähschlammbekämpfung**

Auftretender Blähschlamm in Verbindung mit ansteigenden Schlammindeces führt vor allem im Winter und Frühjahr in Verbindung mit Mischwasserereignissen zu Problemen hinsichtlich der Einhaltung der stofflichen Nachklärbeckenbeschickung. Durch den Einsatz von aluminiumhaltigen Fällmitteln kann eine deutliche Verminderung des Schlammindeces erreicht werden (Keil und Nowak, 2002). Lebek (2003) bezeichnet die Aluminiumchloriddosierung zur Blähschlammprävention als eine schnelle und sichere Maßnahme und gibt als Wirkung die Verringerung der Häufigkeit von *Microthrix parvicella* und das Absinken des Schlammindeces an. Dies erfolgt ab einer andauernden Dosierung über einen Zeitraum von ein bis drei Schlammalter. Dieselbe Wirkung hinsichtlich der Indexverringerung wird von Franz und Matsché (1994) und Matsché et al. (2002) den aluminiumhaltigen Fällmitteln zugesprochen. Der Ein-

satz eines aluminiumhaltigen Fällmittels wird in den kritischen Monaten hinsichtlich der Erhöhung des Schlammindezes favorisiert. Eikelboom et al. (1998) sowie Andreassen und Sigvardsen (1996) zeigen in Umfrageergebnissen, dass Anlagen mit aluminiumhaltigen Fällmitteln bessere Schlammindezes erreichen, als Kläranlagen mit eisenhaltigen Fällmitteln. Dies wird gemäß Eikelboom et al. (1995) sowie Lind und Lemmer (1998) mit der Empfindlichkeit von *Microthrix parvicella* gegen Aluminiumsalze begründet. Die parallele Zugabe eisen- und aluminiumhaltiger Fällmittel zur Phosphorelimination wird von Wedi (2001) und Jönsson et al. (1996) empfohlen. Keil und Nowak (2002) berichten von einem „Gewöhnungseffekt“, der bei andauerndem Einsatz von Aluminium zur Phosphatfällung eintritt. Die Senkung des Schlammindezes hält somit nur vorübergehend an. In dem Zeberus-Abschlussbericht (2003) wird aufgezeigt, dass eine alleinige Umstellung auf ein aluminiumhaltiges Fällmittel nicht in allen Fällen zur Prävention von Fadenbildnern ausreicht, da z. T. andere Selektionsfaktoren ein übermäßiges Wachstum der Fäden begünstigen. Lebek (2003) berichtet durchweg von positiven Erfahrungen bei der Blähschlamm Bekämpfung mit Aluminium, stellt jedoch die Frage nach einer möglichen Adaption, die bisher noch nicht weiter untersucht wurde. Negative Erfahrungen hinsichtlich der Wirkung von Aluminiumverbindungen zur Verbesserung des Schlammindezes werden von Kunst et al. (2000) beschrieben. Lemmer et al. (2004), Schade und Lemmer (2005) sowie Paris et al. (2005) stellen die Wirkung von Aluminium zur Blähschlammprävention durch eine Reduktion der Lipaseaktivität von *Microthrix parvicella* fest, die somit zu einer Substratlimitierung und demzufolge zu einer Eindämmung dieses Organismus führt. Über die gezielte Bekämpfung des Fadenbildners durch einen freien Anteil an Aluminium berichten Herbst und Dohmann (2001). Dabei ergibt sich durch zu hohe Dosierungen von Aluminiumpräparaten eine mögliche Hemmung und ggf. eine Schädigung der Belebtschlamm Biozönose, die durch zu hohe Konzentrationen an freiem Aluminium und einen zu niedrigen pH-Wert verursacht werden (Roels et al., 2002). Die Gefahr der Überdosierung führt nach Kappeler (2000) zu einem Flockenzerfall des Belebtschlammes, da eine deutliche pH-Wert Absenkung durch die Zugabe von sauren Aluminiumverbindungen möglich ist. Lebek (2003) begründet die Wirkung der Blähschlamm Bekämpfung einerseits mit dem Aluminiumgehalt im Schlamm und andererseits mit dem sich einstellenden pH-Wert. Dabei wird die Veränderung des mikroskopischen Bildes von lang gestreckten Fäden zu kurzen ovalen Bruchstücken festgestellt, die durch eine Unterbrechung der Substratzufuhr durch die Ver-

minderung der Fettsäurenverfügbarkeit hervorgerufen wird und somit die Populationsdichte von *Microthrix parvicella* verringert. Lebek (2003) zeigt des Weiteren die grundsätzlich gleiche Wirkung von PAC und  $AlCl_3$  auf. Für die Dosierung von Aluminiumchlorid werden 2 prinzipielle Berechnungsmethoden verwendet, wobei einerseits eine benötigte Wirksubstanz pro Kilogramm Trockensubstanz und andererseits die benötigte Fracht an Aluminium für eine Phosphateliminierung (vgl. Lebek und Rosenwinkel, 2004) als Grundlage der Berechnung herangezogen werden. Dabei erfolgt eine Unterscheidung zwischen PAC und Aluminiumchlorid, spiegelt sich bei der Berechnung der Zugabemenge bezogen auf den benötigten Aluminiumgehalt nicht wieder. Die Zugabemengen auf Grundlage der benötigten Wirksubstanz schwanken im Bereich von 1,5 bis 4,5 g Al/(kg TS d) (vgl. Tabelle 5-1), wobei Jacobsen et al. (1997) von deutlich höheren Dosierungen berichtet. Lemmer et al. (2004), Schade und Lemmer (2005) sowie Paris et al. (2005) geben als Dosierungsempfehlung 2,2 g Al/(kg TS d) für die Prävention gegen *Microthrix parvicella* an. Die Startdosierung betrug 3,5 g Al/(kg TS d), um eine schnelle Anreicherung des Aluminiums im Belebtschlammssystem zu erzeugen. Die maximale Anreicherung wird unterschiedlich dargestellt und schwankt zwischen 12 und 30 g/(kg TS), wobei Roels et al. (2002) ab 12 g/(kg TS) eine Schädigung der Belebtschlammbiozönose beschreiben und Jönsson et al. (1996) zeigen, dass durch Aluminiumkonzentrationen im Schlamm von 30 bis 50 g/(kg TS) mit einer bis zu 20%-igen Hemmung der Nitrifikationsleistung zu rechnen ist.

Tabelle 5-1 Zusammenstellung der Zugabemengen

Literaturquelle	Wirksubstanz	Zugabe	Anreicherung
		g $Al^{3+}$ / (kg TS * d)	g $Al^{3+}$ / kg TS
Eikelboom et al. (1998)	$AlCl_3$	3,0	-
Jacobsen et al. (1997)	PAC	Bis 15,0	-
Jönsson et al. (1996)	PAC	2,0	30,0
Lebek (2003)	$AlCl_3$	1,5 – 4,5	Bis 15,0
Roels et al. (2002)	PAC	1,5 – 4,5	Bis 12,0

Für die Kläranlage Dresden-Kaditz wurden hierfür großtechnische Versuche durchgeführt. Abbildung 5-2 zeigt den Verlauf der Aluminiumkonzentration im belebten

Schlamm (berechnet und gemessen) sowie den Schlamminde und die Temperatur im Untersuchungszeitraum. Es ist ersichtlich, dass bei weitgehend gleichbleibender Temperatur nur eine mehrtägige Wirkkonzentration von über 25 g Al<sup>3+</sup>/kg TS zu einem signifikanten Abfall des Schlamminde und somit mittelfristig ein sicherer und stabilerer Betrieb der Anlage erreicht werden konnte.

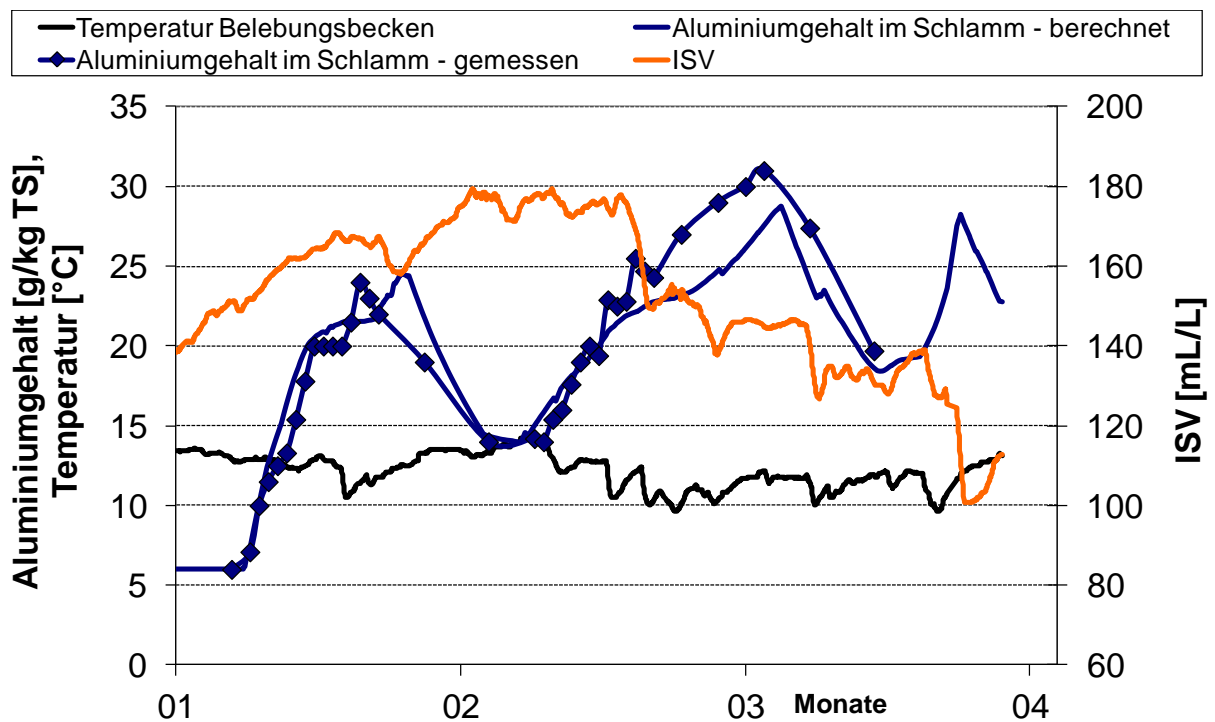


Abbildung 5-2 Auswirkungen der Aluminiumzugabe auf den Aluminiumgehalt im Schlamm und den Schlamminde

### Flockungshilfsmittelzugabe

Die Zugabe von Flockungshilfsmitteln in den belebten Schlamm unterstützt die Bildung stabiler Flocken und somit ein besseres Absetzen und Eindicken. Eine einfache Möglichkeit, kurzfristig auf ungünstige Schlammeigenschaften zu reagieren, ist die Zugabe von Polymeren in den Zulauf der Nachklärbecken. In halbtechnischen Versuchen wurde von Stark et al. (2001) festgestellt, dass die Zugabe von kationischen Polymeren zu optimalen Ergebnissen führt, wenn der Zeitpunkt des Beginns der Dosierung eine halbe Stunde vor Beginn des Mischwasserereignisses liegt und die Dosierung am Ende des Belebungsbeckens. Nach Zugabe des Polymers sinkt der Schlamm Spiegel zunächst und steigt nach Beginn des Mischwasserereignisses durch die Schlammverlagerung an. Unter optimalen Bedingungen überschreitet er

nicht das Ausgangsniveau. Der Einsatz von Polymeren auf Acrylamidbasis zur Konditionierung von Klärschlamm kann dazu führen, dass eine landwirtschaftliche Verwertung nicht möglich ist (vgl. DÜMV, 2008). Laborversuche mit Flockungsmitteln auf Stärkebasis führten zu vergleichbaren Ergebnissen (Stark et al., 2001).

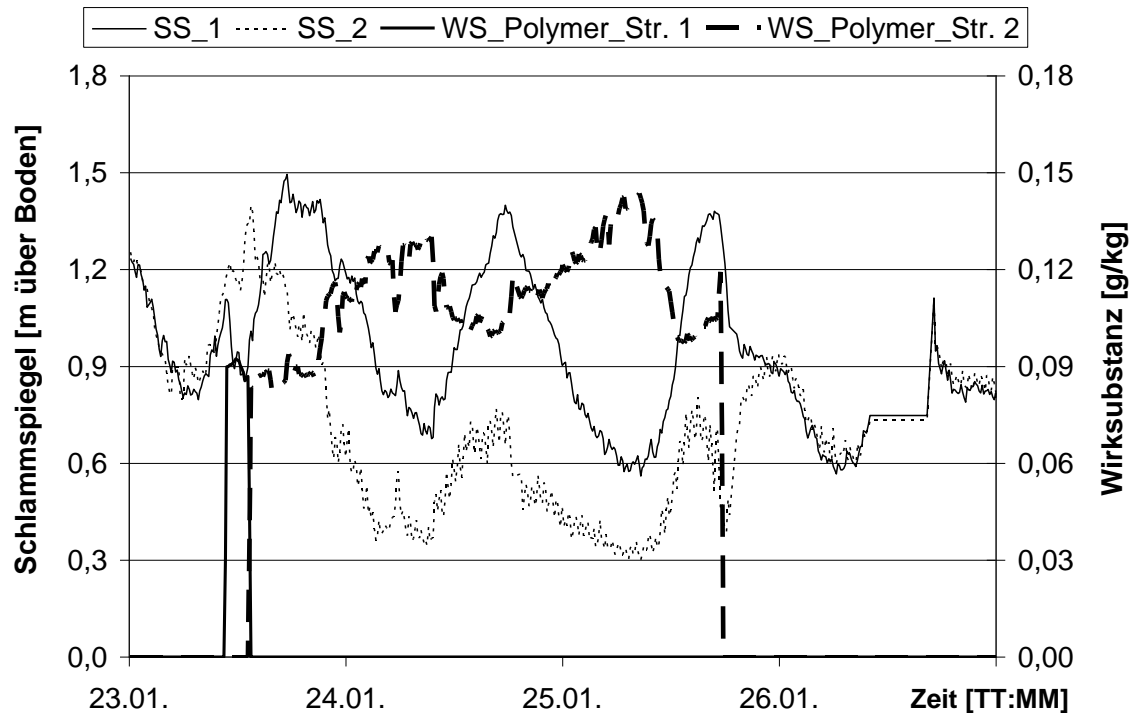


Abbildung 5-3 Wirkungsweise der Polymerzugabe auf den Schlamm Spiegel

Nachfolgend werden Ergebnisse eigener Untersuchungen auf der Kläranlage Dresden-Kaditz dargestellt. Die Nachklärbecken werden weitgehend gleichverteilt beschickt, so dass sich identische Schlammspiegellagen am Beginn des ersten Tages (23.01.) einstellen. Durch Zugabe von 0,3%igem Polymeransatz in den Zulauf eines Beckens wird die Veränderung des Schlammspiegels dokumentiert, um die Effekte einschätzen zu können. In Abbildung 5-3 ist die wechselseitige Zugabe des Polymer, dargestellt als resultierende Wirksubstanz (WS\_Polymer), in den Zulauf der 2 Nachklärbeckengruppen, die jeweils 3 Nachklärbecken umfassen, dargestellt. Zuerst wurde in den Zulauf von Nachklärbeckengruppe 1 kurzzeitig Polymer gegeben. Daraufhin sanken die Schlamm Spiegel (SS1) in der Nachklärbeckengruppe 1 von 1,15 m auf 0,9 m ab. Nach Ende der Zugabe erfolgte rasch ein Wiederanstieg. Die längerfristige Zugabe in die Nachklärbeckengruppe 2 bewirkte dauerhaft einen um ca. 0,5 -

0,7m verringerten Schlamm Spiegel (SS2) gegenüber der Nachklärbeckengruppe 1 bei vergleichbarer Feststoffbeschickung.

Damit stellt diese Maßnahme eine kurzfristig einsetzbare und schnell wirksame Methode zur Begrenzung des Schlamm Spiegels bei Grenzlastfällen dar und somit eine Möglichkeit einen sicheren und stabileren Betrieb der Anlage bei Mischwasserereignissen zu gewährleisten.

### **5.2.3 Vermehrte Mischwasserbehandlung**

Die vermehrte Mischwasserbehandlung zielt darauf ab, im Vergleich zu den Bemessungsrichtlinien und zum behördlich festgelegten Mischwasserzufluss der Kläranlage unter Beachtung der Einhaltung der Überwachungswerte eine Verringerung der Gewässerbelastung zu ermöglichen. Die nachfolgend dargestellten Varianten zeigen die Möglichkeiten und Grenzen dieser Herangehensweise.

#### **Erhöhung und/oder dynamische Anpassung des Kläranlagenzuflusses**

Eine Erhöhung der Kläranlagenbeschickung besteht durch die eingeräumte Variabilität der maximalen Kläranlagenbeschickung im Arbeitsblatt A 198 (ATV-DVWK, 2003) in der Bemessung. Eine dynamische Anpassung des Kläranlagenzuflusses im Mischwasserfall besteht darin, diese Beschickung dynamisch zu gestalten. Je nach verfügbarer Kapazität in Kanalnetz und/oder Kläranlage wird das anfallende Mischwasser gezielt verteilt. Dies wurde bereits von Krauth und Schwentner (1994) gefordert. Damit steht eine Technologie zur Verfügung, die Unter- bzw. Überlastungen vermeidet und das vorhandene Reinigungspotential ausnutzt. Aktuell wurde auf diesem Gebiet vielfältig geforscht (Seggelke, 2007) und Forschungsprojekte mit erfolgreichem großtechnischen Versuchsbetrieb vorgestellt.

Für den Kläranlagenbetrieb stellen sich zwei Hauptprobleme bei der erhöhten Belastung:

- Aufrechterhaltung der Nitrifikation unter allen Belastungssituationen
- Einhaltung der Kapazität der NKB

Für diese betrieblichen Randbedingungen ist der Einsatz von Online-Messtechnik erforderlich, um jederzeit den aktuellen Anlagenzustand zeitnah charakterisieren zu können und evtl. einzugreifen. Dabei muss die mechanische Reinigungsstufe auf den maximal möglichen Anlagenzufluss ausgelegt sein. Durch diese Art der Mischwasserbehandlung wird allerdings die Schlammverlagerung aus dem Belebungsbecken

in das NKB noch weiter verstärkt. Deshalb ist eine kontinuierliche Überwachung der Schlammeigenschaften notwendig. Ebenso ist eine gleichmäßige Verteilung der Ströme auf vorhandene Beckengruppen unter allen Belastungssituationen sicherzustellen. Als großer Vorteil dieses Verfahrens ist anzusehen, dass ein maximales Abwasservolumen vollständig biologisch behandelt wird.

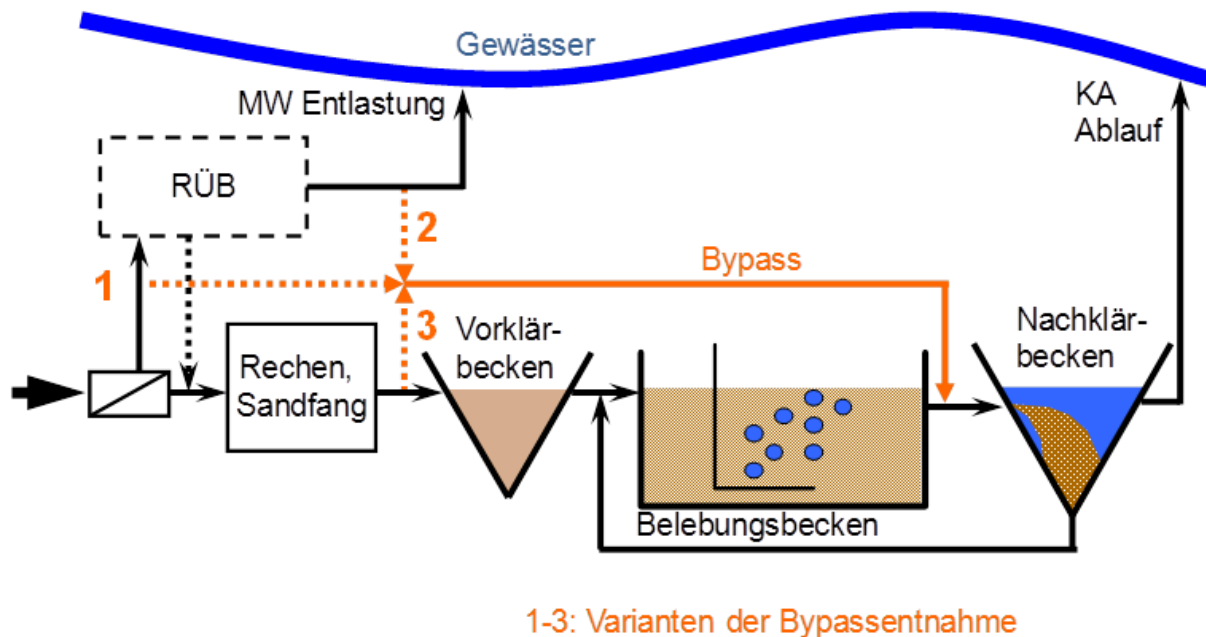


Abbildung 5-4 Schematische Darstellung der Funktionsweise des Bypassverfahrens

### **Bypassführung von Mischwasser**

Eine andere effektive Maßnahme zur Mehrbehandlung von Mischwasser auf Kläranlagen stellt die Bypassführung von Abwasser direkt in den Zulauf von Nachklärbecken dar. Dieses Verfahren ist bereits längere Zeit in der Literatur bekannt und wurde auf der Kläranlage Wulkaprodersdorf in Österreich bereits vor über 30 Jahren praktisch realisiert. Bis vor wenigen Jahren wurde eine grundlegende Untersuchung dieses Verfahrens nicht vorgenommen. Im Rahmen der Forschungsprojekte 'SITAR - Mischwasserbehandlung in Nachklärbecken' (Svardal et al., 2007) und 'Erhöhung der behandelbaren Mischwassermenge durch eine Nachklärbeckenbypassführung auf der Kläranlage Schönfeld und Vergleich der Entlastungsfrachten mit konventionellen Regenüberlaufbecken' (Krebs et al., 2010) wurde die detaillierte Untersuchung des Verfahrens durchgeführt und die Einführung in die Praxis begleitet. Grundlage des Verfahrens ist die Erfahrung, dass nach dem aktuellen Stand der Technik bemesse-

ne Nachklärbecken eine Reserve in der hydraulischen Oberflächenbeschickung besitzen, da der begrenzende Betriebsparameter im Regelfall die Schlammvolumenbeschickung ist. Beim Bypassverfahren wird theoretisch zu entlastendes Mischwasser direkt in die Nachklärung geführt. Die biologische Stufe erfährt somit keine hydraulische Mehrbelastung. Ein Leistungsabfall der biologischen Stufe durch zusätzliche Schlammverlagerung aus den Belebungs- in die Nachklärbecken kann trotz der Mehrbehandlung vermieden werden. Somit wird einem Anstieg des Schlammбетtes im NKB entgegengewirkt und die Gefahr des Schlammabtriebes in den Vorfluter minimiert (Svardal et al., 2007). Abbildung 5-4 zeigt schematisch das Bypassverfahren und die möglichen Entnahmestellen des Bypassvolumenstromes. Die Bewertung der Vor- und Nachteile der Entnahmestellen sind (Svardal et al., 2007) zu entnehmen.

Die Reinigungsleistung des Bypassverfahrens beruht nach der Vermischung des Mischwassers mit dem belebten Schlamm auf den Prozessen aerober und anoxyischer Abbau, Adsorption an die Belebtschlammatrix und Rückführung mit dem Rücklaufschlamm. Für partikuläre Stoffe des Bypassvolumenstromes (partikulärer CSB, organische Stickstoffverbindungen und partikuläre Phosphorverbindungen) ist mit einem weitgehenden Einbau in die Flocken bzw. Matrix des belebten Schlammes, anschließender Sedimentation und Rückführung über den Rücklaufschlamm ins Belebungsbecken auszugehen. Eine geringfügige Erhöhung des Ablaufes partikulärer Stoffe aus dem Nachklärbecken lässt sich eher mit einer erhöhten hydraulischen Belastung begründen als mit einem vermehrten Abtrieb nicht eingebundener Partikel. Gelöste Kohlenstoffverbindungen bzw. organische Verbindungen erfahren eine z. T. starke Adsorption, die als Sättigungsfunktion z. B. gemäß Langmuir (1918) beschreibbar ist. Abbauprozesse erfolgen bei ggf. geringfügig vorhandenem Sauerstoff bzw. Nitrat. Es erfolgt eine Rückführung über den Rücklaufschlamm in das Belebungsbecken für alle adsorbierten gelösten Verbindungen sowie auch für einen Teil der nicht adsorbierten, gelösten Anteile durch die hydraulische Rückführung. Für gelöste Phosphorverbindungen ergeben sich in Abhängigkeit der vorherrschenden biologischen oder chemischen Phosphorelimination verschiedene Szenarien. Grundsätzlich sind die Verdünnungsprozesse durch das Mischwasser maßgebend und vor allem durch die überstöchiometrische Fällmittelmenge (Bemessungs- $\beta$ -Wert), die sich bei einer Bedarfsfällung ergibt, ist mit keiner Erhöhung der Ablaufkonzentration in den Bereich der Überwachungswerte zu rechnen. Bei der biologischen Phosphorelimination sind die Zehrungsvorgänge im Nachklärbecken für die sich einstellenden

Ablaufkonzentrationen maßgebend. Gelöste Stickstoffverbindungen (wobei hier vorrangig Ammonium als stark sauerstoffzehrend betrachtet wird) werden in nur geringem Maße adsorptiv gebunden. Als maßgebender Entfernungsschritt ist der Rückführungsanteil in die Belebung anzuführen.

Tabelle 5-2 Erhöhung des behandelten Mischwasservolumens der verschiedenen Ereignisse

Ereignis	Bypass			Kombination	Zuflusserhöhung	
	1.33 Q <sub>max</sub>	1.50 Q <sub>max</sub>	1.72 Q <sub>max</sub>		1.33 Q <sub>max</sub>	1.50 Q <sub>max</sub>
#1	8%	12%	16%	15%	8%	12%
#2+3	7%	11%	15%	14%	7%	11%
#4	7%	9%	13%	12%	7%	9%
#5	6%	8%	12%	11%	6%	8%
#6+7	10%	13%	17%	16%	10%	13%
<b>MW</b>	<b>8%</b>	<b>11%</b>	<b>15%</b>	<b>14%</b>	<b>8%</b>	<b>11%</b>

### Vergleich der beiden Verfahren

Der Vergleich der beiden beschriebenen Beispiele für eine vermehrte Mischwasserbehandlung kann die besonderen Charakteristiken der Verfahren sowie Einsatzvorteile und -grenzen zeigen. Dies wurde in einer Simulationsstudie durchgeführt (Ahnert et al., 2009). Basis waren reale Messungen des hydraulischen und stofflichen Abflussgeschehens eines Kanalnetzes sowie ein kalibriertes Simulationsmodell der zugehörigen Kläranlage. Mit diesem Vorwissen wurden sowohl die Mehrbeschickung als auch die Bypassführung mittels dynamischer Simulation getestet. Aus den Bemessungswerten der Anlage hat sich eine Erhöhung der maximalen Beschickung der Anlage um 72 % für die Bypassvariante sowie um 33 % für die Erhöhung des Kläranlagenzuflusses anhand der Einhaltung der Bemessungsparameter ergeben. Mit 7 verschiedenen Regenereignissen unterschiedlicher Dauer und Intensität wurde die Auswirkung auf die Elimination durch beide Verfahren ermittelt. In Tabelle 5-2 ist das mehr behandelte Abwasservolumen aufgeführt. Es konnten je nach Variante 10 - 15 % mehr Mischwasser in der Anlage behandelt werden. Damit ergeben sich Steigerungen für die CSB-Elimination des Gesamtsystems von 15-20 % (Bypass) bzw. 18 % (Zulauferrhöhung) und für die Stickstoffelimination von 6 % (Bypass) bzw. 11 %

(Zulauferrhöhung). Die Kombination beider Verfahren führt zu einer Steigerung der CSB-Elimination von 26 % sowie der Stickstoffelimination von 13 %.

Zusammenfassend stellen beide Varianten Möglichkeiten dar, eine vermehrte Mischwasserbehandlung durchzuführen und damit eine Verringerung der Gewässerbelastung unter Ausnutzung der vorhandenen Reserven der Abwasserbehandlungsanlagen zu bewirken.

#### **5.2.4 Speicherbewirtschaftung**

Die Speicherbewirtschaftung von Mischwasser ist einerseits durch zu bewirtschaftende Zuflussspeicher (Lessard und Beck, 1990; Londong, 1993; Bauwens et al., 1996; ATV, 1997) oder durch vorhandene, im Trockenwetterfall verfahrenstechnisch nicht erforderliche Vorklärbecken (Coen et al., 1996) möglich. Sind Vorklärbecken und Mischwasserspeicher verfügbar, ist zu prüfen, ob das aus den VKB verdrängte Abwasser im Mischwasserspeicher gespeichert werden kann (Bauwens et al., 1996).

#### **5.2.5 Zusammenfassung**

Durch die Verbesserung und Stabilisierung der Absetzwirkung der Nachklärbecken ist in Verbindung mit einer Erhöhung und dynamischen Anpassung des Mischwasserzuflusses, die Erhöhung der hydraulischen Kapazität möglich. Umsetzbare Varianten hierfür beinhalten das Aeration Tank Settling, die hydraulische Optimierung der Nachklärung, die Flockungshilfsmittelzugabe und die Aluminiumzugabe zur Blähschlammbekämpfung. Die Umgehung des Belebungsbeckens mittels des Bypassverfahrens sowie die dynamische Anpassung bzw. die Erhöhung des Mischwasserzuflusses unter Beachtung der betrieblichen Randbedingungen stellen Varianten für die Verringerung der Gewässerbelastung bei Mischwasserereignissen dar. Schließlich besteht die Möglichkeit ungenutzte Becken als Speicherbauwerke zu bewirtschaften und hierdurch Frachtspitzen aufzufangen. Ziel dieser Maßnahmen ist die Verringerung der stofflichen und hydraulischen Gewässerbelastung durch Minimierung der Mischwasserentlastung.

### **5.3 Anpassungsmaßnahmen an kalte Mischwasserereignisse**

#### **5.3.1 Temperaturverringerungen**

Die durchgeführten Untersuchungen belegen keine maßgeblichen Veränderungen der Auswirkungen kalter Mischwasserereignisse auf die temperaturabhängigen Pro-

zesse der Abwasserbehandlung. Neben den üblichen Anpassungsmaßnahmen für das Winterhalbjahr (Erhöhung des aeroben Schlammalters) wurden Anpassungsmaßnahmen für Mischwasserereignisse bereits ausführlich in Abschnitt 5.2 dargestellt. Prinzipiell ist der Anlagenbetrieb im Winterhalbjahr mit dem Ziel einer vollständigen Nitrifikation zu optimieren. Dazu zählt bspw. die Aktivierung der Belüftung in variabel gestalteten Beckenbereichen und die Prozesswasserbewirtschaftung. Die Umsetzung der in Abschnitt 5.2 dargestellten Optimierungsmaßnahmen verbessert die Stabilität der Nitrifikation im Winterhalbjahr durch Maximierung der nitrifizierten Stickstofffracht und durch die Erhöhung des Schlammalters.

### **5.3.2 Schlammeigenschaften und Kationen**

Die Versuche im kurz- und mittelfristigen Bereich zeigen, dass keine signifikanten Veränderungen der Schlammeigenschaften durch Verdünnungsereignisse im Vergleich zu den auftretenden jahreszeitlichen Schwankungen nachweisbar sind. Grundsätzlich besteht die Möglichkeit, die in Abschnitt 5.2.2 beschriebenen Maßnahmen zur kurz- und mittelfristigen Verbesserung der Absetzeigenschaften, wie z.B. Polymerzugabe in den Zulauf der Nachklärung und die Aluminiumchloridzugabe zur Verdrängung fadenförmiger Mikroorganismen, einzusetzen.

## 6. Zusammenfassung und Ausblick

Die qualitativen Aussagen der Klimaprojektionen für die Modellregion Dresden wurden genutzt, um die Auswirkungen des Klimawandels auf die Charakteristik des Zuflusses der Abwasserbehandlungsanlage Dresden-Kaditz qualitativ einzuschätzen. Hierbei sind insbesondere Darstellungen zur Entwicklung von Niederschlagsereignissen von wesentlicher Bedeutung. Diese Aussagen weisen im Rahmen der Klimaprojektionen allerdings erhebliche Unsicherheiten auf, welche sich folglich auch auf die Einschätzung der Auswirkungen auf die Zulaufcharakteristik übertragen.

Für die Zukunft wird eine Zunahme der Umgebungstemperaturen sowohl im Sommer- als auch im Winterhalbjahr projiziert. Für das Sommerhalbjahr werden eine Verlängerung der Trockenperioden und eine Vermehrung intensiver Regenereignisse erwartet. Aus den Aussagen zum Klimawandel in der Modellregion Dresden wurde abgeleitet, dass der Niederschlag im Winter häufiger direkt abflusswirksam wird und daher eine Vermehrung der Tage mit niedrigen Abwassertemperaturen verursacht. Hierdurch wird auch eine Vermehrung der Mischwasserereignisse im Winterhalbjahr verursacht.

Aus dem aktuellen Stand des Wissens lässt sich für die nächsten Jahre keine Notwendigkeit für die Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen ableiten. Auch für Zeiträume über mehrere Jahrzehnte ist keine pauschale Notwendigkeit hierfür gegeben, da in diesem Zeitrahmen andere Prozesse wie bspw. die Siedlungsentwicklung oder der technische Fortschritt von übergeordneter Bedeutung für die Abwasserbehandlung sind.

Als Ursachen für mutmaßlich auftretende Probleme wurde insbesondere die Veränderung der Abflussdynamik herausgearbeitet und deren Folgen beschrieben. Hierdurch sind Veränderungen hinsichtlich des C/N-Verhältnisses, der Temperatur, der Konzentration von Kationen und des hydraulischen Regimes möglich. Die vermehrte Mischwasserbehandlung, der Temperatureinfluss auf die Nitrifikation und die Beeinflussung der Schlammigenschaften durch eine Veränderung der Kationenverhältnisse als Folge von Mischwasserereignissen wurden detailliert untersucht. Dabei wurden neben halb- und labortechnischen Untersuchungen sowohl dynamische Simulationsstudien als auch eine ausführliche Literaturrecherche durchgeführt.

Für die Prozesse CSB-Elimination, Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorelimination sind keine maßgebenden Veränderungen ableitbar. Prinzipiell kann eine allgemeine Erhöhung des Betriebsmitteleinsatzes (Sauerstoffbedarf, externe Kohlenstoff-

quelle, Fällmittel) aufgrund des Klimawandels nicht ausgeschlossen werden. Einer derartigen Entwicklung kann im Regelfall mit dem Einsatz der üblicherweise vorhandenen Ausrüstung begegnet werden.

Für die Optimierung der Abwasserbehandlung bei Mischwasserereignissen sind erprobte und umsetzbare Lösungen vorhanden. Der Einfluss der Kationenverhältnisse und des Ionenaustausches auf die Absetzbarkeit und die Entwässerbarkeit von Belebtschlamm wurde bereits durch andere Autoren nachgewiesen und beschrieben. Für die kommunale Abwasserbehandlungsanlage Dresden-Kaditz wurde der Austausch von zweiwertigen Ionen durch einwertige Ionen als Folge von Verdünnungsereignissen anhand von Untersuchungen an einer halbtechnischen Versuchsanlage nachgewiesen. In Laborversuchen war kein Einfluss dieses Ionenaustausches auf das Absetzverhalten des Belebtschlammes im Rahmen eines bis drei Tage andauernden Verdünnungsereignisses nachweisbar. Hieraus lässt sich ableiten, dass für typische Verhältnisse der kommunalen Abwasserbehandlung kein signifikanter Einfluss von kurzfristigen Verdünnungsereignissen z.B. als Folge von Mischwasserereignissen auf die Absetzbarkeit des Belebtschlammes besteht.

Für niedrige Abwassertemperaturen war kein maßgebender Einfluss anhand der Untersuchung der halbtechnischen Versuchsanlage und der Simulationsstudie nachweisbar. Es lässt sich zeigen, dass Abwasserbehandlungsanlagen, die nach dem Stand der Technik ausgerüstet sind und betrieben werden, nicht maßgeblich durch Temperatureffekte des Klimawandels beeinflusst werden.

Vor dem Hintergrund einer Verringerung der Gewässerbelastung wurden Maßnahmen dargestellt, die die Entlastung in die Gewässer bei Mischwasserereignissen reduzieren und den Betrieb der Kläranlagen hinsichtlich der Ablaufkonzentrationen und der Nitrifikation optimieren. Hierbei handelt es sich im Wesentlichen um Maßnahmen die bei bestehenden Anlagen nachrüstbar sind. Insofern eine entsprechende Entwicklung der Abflussdynamik auftritt, wird die Umsetzung derartiger Maßnahmen empfohlen.

Generell sind Anlagen, die nach dem Stand der Technik geplant, errichtet und betrieben werden, gut auf die Veränderungen infolge des Klimawandels vorbereitet. Im Regelfall ist davon auszugehen, dass Entwicklungen der Technik und des Einzugsgebietes in kürzeren Zeiträumen ablaufen als die des Klimas, so dass Veränderungen des Bestandes kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen ebenfalls denen des Klimas vorausseilen. Je nach Ausprägung der tatsächlichen Klimaentwicklung können

sich trotzdem verschiedene Problemfelder ergeben. Insbesondere die Entwicklung der Übergangszeiträume zwischen Sommer- und Winterhalbjahr kann positive oder negative Auswirkungen für den Betrieb von kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen haben. Derzeit ist jedoch keine Notwendigkeit für die Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen ableitbar.

## 7. Literaturverzeichnis

- AbwV (1997). Abwasserverordnung - Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer. 21.03.1997
- Ahnert M., Tränckner J., Günther N., Hoelt S., Krebs P. (2009). Model-based comparison of two ways to enhance WWTP capacity under stormwater conditions. *Water Science and Technology*, V. 60, No. 7, S. 1875-1883
- Andreassen K., Sigvardsen L. (1996). Experiences with sludge settleability in different process alternatives for nutrient removal. *Water Science and Technology*, Vol. 33, Nr. 12, S. 137-146
- ATV (1997). Auswirkungen der Mischwasserbehandlung auf Kläranlagen. *Korrespondenz Abwasser* 44 (8) 1419-1428.
- ATV-DVWK (2000). Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5.000 Einwohnerwerten. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- ATV-DVWK (2003). Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198 – Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- Bauwens W., Vanrolleghem P., Smeets M. (1996). An evaluation of the efficiency of the combined sewer - wastewater treatment system under transient conditions. *Water Science and Technology* 33 (2) 199-208.
- Bernhofer C. (Hrsg.), Matschullat J. (Hrsg.), Bobeth A. (Hrsg.), Surke M., Franke J., Heidenreich M., Goldberg V., Hamansa S., Pluntke T., Geidel K., Häntzschel J., Hänsel S., Hoy A., Foltyn M., Küchler W., Mellentin U., Freydank E. (2009). Das Klima in der REGKLAM-Modellregion Dresden. REGKLAM-Publikationsreihe Heft 1.
- Bernhofer C. (Hrsg.), Matschullat J. (Hrsg.), Bobeth A. (Hrsg.), Heidenreich M., Franke J., Goldberg V., Surke M., Hänsel S., Hoy A., Feske N., Foltyn M. (2011). Klimaprojektionen für die REGKLAM-Modellregion Dresden. REGKLAM-Publikationsreihe Heft 2.
- Bernhofer C., Heidenreich M., Riedel K. (2011a). Faktenblatt Regionale Klimaszenarios für die Modellregion Dresden.
- Biggs C. A., Ford A. M., Lant P. A. (2001). Activated sludge flocculation: direct determination of the effect of calcium ions. *Water Science and Technology* 43 (11) 75 – 80.
- Boon A.G., Anderson L.J. (1991). Nitrogen removal by the activated-sludge process. *Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft Technische Universität Braunschweig Heft 50 E 27 - 74*. Design for nitrogen removal and guarantees for aeration – Part of the Proceedings of a workshop, 9./10. September 1991 in Braunschweig.
- Boonen I., Bruynooghe H., Carrette R., Bixio D., Ockier P. (2000). Renovation of the WWTP of Bruges. *Water Science and Technology* 41 (9) 185–192.
- Borchardt J.A. (1966). Nitrification in the activated sludge process. *The Activated Sludge Process in Sewage Treatment Theory and Application*. University of Michigan, Department of Civil Engineering, Ann Arbor, Michigan. Zitiert in Wild et al., 1997.
- Bruus J. H., Nielsen P. H., Keiding, K. (1992). On the stability of activated sludge flocs with implications to dewatering. *Water Research* 26 (12) 1597 – 1604.
- Bundgaard E., Nielsen M.K., Henze M. (1996). Process development by full-scale on-line tests and documentation. *Water Science and Technology* 33 (1) 281–287.

- Characklis W.G., Gujer W. (1979). Temperature dependency of microbial reactions. Progress in Water Technology 10 (Supplement 1 to no. 5 & 6). 111 – 130. Kinetics of wastewater treatment – Proceedings of a Post-conference seminar held in Copenhagen, June 1978.
- Choi E., Rhu D., Yun Z., Lee E. (1998). Temperature effects on biological nutrient removal system with weak municipal wastewater. Water Science and Technology 37 (9) 219 – 226.
- Coen F., Vanderhaegen B., Boonen I., Vanrolleghem P.A., Van Eyck L., Van Meenen P. (1996). Nitrogen removal upgrade of a wastewater treatment plant within existing reactor volumes: A simulation supported scenario analysis. Water Science and Technology 34 (3/4) 339-346.
- Dawson R. N., Murphy K. L. (1972). The temperature dependency of biological denitrification. Water Research 6 71 – 83.
- DÜMV (2008). Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV). Ausfertigungsdatum: 16.12.2008, geändert durch Art. 2 V v. 6.2.2009 I 153.
- DWA Arbeitsbericht (2013). Einlaufbauwerke von Nachklärbecken. Arbeitsbericht des DWA-Fachausschusses KA-5 "Absetzverfahren". Korrespondenz Abwasser, Abfall, Vol. 60, Nr. 4, S. 290-298
- Eikelboom D. H., Andreadakis A., Andreasen K. (1998). Survey of filamentous populations in nutrient removal plants in four European countries. Water Science and Technology, Vol. 37, Nr. 4-5, S. 281-289
- Eikelboom D. H., Andreasen K. (1995). Survey of the filamentous population in nutrient removal plants in four European Countries. TNO-Report, MW-R 95/090, Delft.
- Franz A., Matsché N. (1994). Investigation of bacteria-enzyme additive to prevent foaming in activated sludge plants. Water Science and Technology, Vol. 29, Nr. 7, S. 281-284
- Gernaey K.V., Nielsen M.K., Thornberg D., Höök B., Munk-Nielsen T., Ingildsen P., Jørgensen S.B. (2004). Conservation principles suspended solids distribution modelling to support ATS introduction on a recirculating WWTP. Water Science and Technology 50 (11) 79-188.
- Gujer W. (1977). Design of a nitrifying activated sludge process with the aid of dynamic simulation. Progress in Water Technology 9 (2) 323 – 336.
- Halmø G., Eimhjellen K. (1981). Low temperature removal of nitrate by bacterial denitrification. Water Research 15 989 – 998.
- Harremoës P., Capodaglio A.G., Hellström B.G., Henze M., Jensen K.N., Lynggaard-Jensen A. Otterpohl R., Sørensen H. (1993). Wastewater treatment plants under transient loading – performance, modelling and control. Water Science and Technology 27 (12) 71 – 115.
- Henze Christensen M., Harremoës P. (1977). Biological denitrification of sewage: a literature review. Progress in Water Technology 8 (4/5) 509 – 555.
- Henze Christensen M., Harremoës P., Roed Jensen O. (1977a). Combined sludge denitrification of sewage utilizing internal carbon sources. Progress in Water Technology 8 (4/5) 589 – 599.
- Henze M., Bundgaard E. (1982). Bemessung von kombinierten Nitrifikations- und Denitrifikationsanlagen. GWF Wasser Abwasser 123 (5) 240 – 246.
- Henze M., Harremoës P., Jansen J. la Cour, Arvin E. (1995). Wastewater Treatment Biological and Chemical Processes. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1995.

- Herbst H., Dohmann M. (2001). Betriebsprobleme in kommunalen Kläranlagen durch Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum. Dresdner Berichte, Bd. 17, S. 57-90
- Higgins M. J., Novak J. T. (1997). The effect of cations on the settling and dewatering of activated sludges: Laboratory results. *Water Environment Research* 69 (2) 215 – 224.
- Higgins M. J., Novak J. T. (1997a). Dewatering and settling of activated sludges: The case for using cation analysis. *Water Environment Research* 69 (2) 225 – 232.
- Higgins M. J., Tom L. A., Sobek D. C. (2004). Case Study I: Application of the Divalent Cation Bridging Theory to Improve Biofloc Properties and Industrial Activated Sludge System Performance – Direct Addition of Divalent Cations. *Water Environment Research* 76 (4) 344 – 352.
- Higgins M. J., Sobek D. C., Owens S. J., Szabo L. M. (2004a). Case Study II: Application of the Divalent Cation Bridging Theory to Improve Biofloc Properties and Industrial Activated Sludge System Performance – Using Alternatives to Sodium-Based Chemicals. *Water Environment Research* 76 (4) 353 – 359.
- Jacobsen B. N., Guildal T., Vestergaard J., Andreasen K., Sigvardsen L. (1997). Full scale experience with control of *Microthrix parvicella*. Proceedings of the 2nd International Conference on Microorganisms in activated sludge. Berkeley, USA, S. 473-476
- Jansen J. la Cour (1991). Danish design practice for nitrogen removal. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft Technische Universität Braunschweig Heft 50 E 75 - 90. Design for nitrogen removal and guarantees for aeration – Part of the Proceedings of a workshop, 9./10. September 1991 in Braunschweig.
- Jansen J. la Cour (1991a). Dänische Entwurfspraxis für Kläranlagen zur Stickstoffelimination. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft Technische Universität Braunschweig Heft 50 75 - 90. Design for nitrogen removal and guarantees for aeration – Part of the Proceedings of a workshop, 9./10. September 1991 in Braunschweig.
- Jönsson L.-E., Jansen J. la Cour, Magnusson P. (1996). Long term dosage of aluminium in a full scale WWTP to improve activated sludge settleability. Chemical water and wastewater treatment IV, Proceedings of the 7th Gothenburg Symposium, Edinburgh, S. 261-273
- Kappeler J. (2000). Einsatz von organischen und anorganischen Zusatzstoffen zur Bekämpfung von Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum. KA-Betriebs-Info 2000, Vol. 30, Nr. 4, S. 963 - 965
- Kara F., Gurakan G.C., Sanin F.D. (2008). Monovalent Cations and Their Influence on Activated Sludge Floc Chemistry, Structure, and Physical Characteristics. *Biotechnology and Bioengineering* 100 (2) 231 – 239.
- Keil S., Nowak O. (2002). Saisonalbedingte Änderung der Schlammeigenschaft. ÖWAV-Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen, Folge 10, S. 55-64
- Knowles et al. (1965). Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed culture with aid of an electronic computer. *JOURNAL OF GENERAL MICROBIOLOGY* (38/2) 263-269
- Krauth Kh., Schwentner G. (1994). Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen bei Regenwetterzufluss. 36. Darmstädter Seminar – Abwassertechnik – und fünftes gemeinsames Seminar Abwassertechnik: Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen. Technische Hochschule Darmstadt, Institut Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung (WAR). Schriftenreihe WAR, Band 75, 41-63.

- Krebs P., Merkel K., Kühn V. (1999a). Dynamic changes in wastewater composition during rain runoff. 8th Int. Conf. on Urban Drainage, Proc. Vol. 2, pp. 920–927, Sydney, Australia. ISBN 0-85825-718-1.
- Krebs P., Kühn V., Ahnert M., Günther N. (2010). Erhöhung der behandelbaren Mischwassermenge durch eine Nachklärbeckenbypassführung auf der Kläranlage Schönfeld und Vergleich der Entlastungsfrachten mit konventionellen Regenüberlaufbecken. Abschlussbericht Staatsministerium Sachsen.
- Kühn V., Gebhard V. (1998). Auswirkungen des Kanalnetzes auf die Abwasserbeschaffenheit. Wiener Mitteilungen 145, S. 79 - 116.
- Kunst S., Helmer C., Knoop S. (2000). Betriebsprobleme auf Kläranlagen durch Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum. Springer Verlag.
- Langmuir I. (1918). The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. JOURNAL OF THE AMERICAN CHEMICAL SOCIETY (40) 1361-1403
- Lawrence A. W., Brown C. G. (1976). Design and control of nitrifying activated sludge systems. Journal Water Pollution Control Federation 48 (7) 1779 – 1803.
- Lebek M. (2003). Bekämpfungsmaßnahmen von Blähschlamm verursacht durch *Microthrix parvicella*. ISAH, Heft 125, Hannover.
- Lebek M., Rosenwinkel K.-H. (2004). Bekämpfung von *Microthrix parvicella* in kommunalen Kläranlagen. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Bd. 178, S. 117-131
- Lemmer H., Müller E., Schade M. (2004). Einführung in die Thematik und Maßnahmen zur Bekämpfung von Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Bd. 178, S. 79-96.
- Lessard P., Beck M. (1990). Operational water quality management – control of storm sewage at a wastewater treatment plant. Research Journal of the Water Pollution Control Federation 62 (6) 810-819.
- Lewandowski Z. (1982). Temperature dependency of biological denitrification with organic materials addition. Water Research 16 19 – 22.
- Lind G., Lemmer H. (1998). Biologische Charakterisierung von Schäumen in Belebungsanlagen. Teil 1, Bedeutung fädiger Belebtschlamm Bakterien. Gwf Wasser-Abwasser, Bd. 139, Nr. 1-2
- Londong J. (1993). Auswirkungen erhöhter Mischwasserzuflüsse auf Planung und Betrieb von Kläranlagen. ATV-Landesgruppen-Tagungen 1993. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef. Berichte der Abwassertechnischen Vereinigung e.V., Band 43, 573-584.
- Matsché N., Keil S., Kröppl M. (2002). Jahreszeitlich/saisonal bedingte Änderung der Schlammbeschaffenheit. ÖWAV-Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen, Folge 10, S. 65-73
- McKinney R. E. (1952). A fundamental approach to the activated sludge process II. A Proposed Theory of Floc Formation. Sewage and Industrial Wastes 24 (3) 280 – 287.
- Meier G. (2012). Auswirkungen von anhaltenden Mischwasserereignissen auf die Nitrifikation bei kalten Temperaturen. TU Dresden, Diplomarbeit.
- Murphy K. L., Sutton P. M. (1974). Pilot scale studies on biological denitrification. 7. IAWPR Conference Paris. Progress in water technology 7, 1 (1976).
- Nielsen M.K., Bechmann H., Henze M. (2000). Modelling and test of aeration tank settling (ATS). Water Science and Technology 41 (9) 179-184.
- Nielsen M.K., Carstensen J., Harremoës P. (1996). Combined control of sewer and treatment plant during rainstorm. Water Science and Technology 34 (3/4) 181-187.

- Nowak O., Svardal K. (1990). Nitrifikation – Denitrifikation. Wiener Mitteilungen 81 G 1 – G 55.
- Nowak O., Schweighofer P., Nikolavcic B. (1998). Aspekte zweistufiger Verfahren und von Biofilmverfahren. Wiener Mitteilungen 145, S. 411 – 466.
- Nyberg U., Andersson B., Aspegren H. (1996a). Experiences with on-line measurements at a wastewater treatment plant for extended nitrogen removal. *Water Science and Technology* 33 (1) 175–182.
- Nyberg U., Andersson B., Aspegren H. (1996b). Real time control for minimizing effluent concentrations during storm water events. *Water Science and Technology* 34 (3/4) 127-134.
- Oeltze A. (2013). Erstellung und Bewertung von Kationenbilanzen im Hinblick auf Ionenaustauschprozesse im belebten Schlamm. TU Dresden, Bachelorarbeit.
- Oleszkiewicz J. A., Berquist S. A. (1988). Low temperature nitrogen removal in sequencing batch reactors. *Water Research* 22 (9) 1163 – 1171.
- Orth H., Grube S., Tserashchuk M. (2005). Bemessungs- und Betriebsparameter des Belebungsverfahrens in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur und stofflichen Eigenschaften. Exportorientierte Forschung- und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, Band 2 Leitfaden zur Abwassertechnologie in anderen Ländern. Ruhr-Universität Bochum Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik (Hrsg.).
- Paris S., Lind G., Lemmer H., Wilderer P. A. (2005). Dosing aluminium chloride to control *Microthrix parvicella*. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, Vol. 33, Nr. 3, S. 247-254
- Peeters B., Dewil R., Lechat D., Smets I. Y. (2011). Quantification of the exchangeable calcium in activated sludge flocs and its implication to sludge settleability. *Separation and Purification Technology* 83 1 – 8.
- Roels T., Dauwe F., van Damme S., de Wilde K., Roelandt F. (2002). The influence of PAX-14 on activated sludge systems and in particular on *Microthrix parvicella*. *Water Science and Technology*, Vol. 46, Nr. 1-2, S. 487-490
- Schade M., Lemmer H. (2005). Schaumbekämpfung in Belebungsanlagen: Monitoring der Lipase-Aktivität zur Erfolgskontrolle. *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, Bd. 52, Nr. 5, S. 572-578
- Seggelke K. (2002). Integrierte Bewirtschaftung von Kanalnetz und Kläranlage zur Reduzierung der Gewässerbelastung. Dissertation. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik. Heft 124, Universität Hannover.
- Seggelke K. (2007). Integrierte Bewirtschaftung von Kanalnetz und Kläranlage. Dresdner Kolloquium zur Siedlungswasserwirtschaft, 04.10.2007. TU Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft. *Dresdner Berichte*, Band 29, 75-95.
- Seyfried C.F., Thöle D. (1995). Einfluss des Mischwassers auf die Stickstoff und Phosphorelimination. *Schadstoffe im Regenabfluss III*. Karlsruhe : ISWW Karlsruhe, Bd. 73 467 – 481.
- Shammas N. K. (1986). Interactions of temperature, pH, and biomass on the nitrification process. *Journal Water Pollution Control Federation* 58 (1) 52 – 59.
- Sharma B., Ahlert R.C. (1977). Nitrification and Nitrogen Removal. *Water Research* 11 897 – 925.
- Sinkjær O., Yndgaard L., Harremoës P., Hansen J.L. (1994). Characterisation of the nitrification process for design purposes. *Water Science and Technology* 30 (4) 47 – 56.

- Sobeck D. C., Higgins M. J. (2002). Examination of three theories for mechanisms of cation-induced bioflocculation. *Water Research* 36 527 – 538.
- Spatzierer G. (2001). Betriebserfahrungen mit der Regenwettersteuerung. ÖWAV/TU-Seminar: Anpassung von Kläranlagen Planung und Betrieb, 05.03.-06.03.2001, Wien. TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft. Wiener Mitteilungen, Band 166, 131-143.
- Stark O., Niemann K., Orth H. (2001). Leistungssteigerung von Nachklärbecken bei Mischwasserzufluss durch Flockungsmittel. *KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 48 (9) 1221-1232.
- Steiner A. E., McLaren D. A., Forster C. F. (1976). The nature of activated sludge flocs. *Water Research* 10 25 – 30.
- Sutton P. M., Murphy K. L., Dawson R. N. (1975). Low-temperature biological denitrification of wastewater. *Journal Water Pollution Control Federation* 47 (1) 122 – 134.
- Sutton P. M., Murphy K. L., Jank B. E. (1978). Kinetic studies of single sludge nitrogen removal systems. *Progress in Water Technology* 10 (1/2) 241 – 253.
- Svardal K. (1994). Meß-, Regel- und Steuerungsstrategien. *Korrespondenz Abwasser* 41 (9) 1586 – 1596.
- Svardal K., Nikolavcic B., Wandl G., Spatzierer G., Krebs P., Kühn V., Ahnert M. and Günther N. (2007). Mischwasserbehandlung in Nachklärbecken. (Storm water treatment in secondary clarifiers). Report of the European Union INTERREG IIIC-Project SiTaR, Subproject 19, Eisenstadt, Austria, February 2007.
- Wedi D. (2001). Nährstoffelimination und die Beschaffenheit belebter Schlämme – Betrachtungen zu Schwimmschlamm, Schaum und Schlammindex. Dr. Lange Seminar „Die transparente Kläranlage“, Nr. 23, Hannover.
- Wild H. E. Jr., Sawyer C. N., McMahon T. C. (1971). Factors affecting nitrification kinetics. *Journal Water Pollution Control Federation* 43 (9) 1845 – 1854.
- Zeberus (2003). Zentrales Erfassungssystem zur Beratung bei Bläh- und Schwimmschlammproblemen auf kommunalen Kläranlagen. Abschlussbericht. Kaiserslautern

## 8. Maßnahmenblatt

### Maßnahmenblatt 3.2.4d (Stand: 17.05.2013)

#### Auswirkungen des regionalen Klimawandels auf die Abwasserbehandlung

##### Bezug zu den Zielen der Klimaanpassung

Verminderung der stofflichen Belastung der Oberflächengewässer durch Optimierung des Betriebes kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen

<b>Akteur</b> Betreiber von kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen, Abwasserzweckverbände
<b>Beschreibung</b> Für die Optimierung des Kläranlagenbetriebes im Rahmen von Mischwasserbedingungen sind Maßnahmen zur Verbesserung und Stabilisierung der Absetzwirkung des Belebtschlammes (Aeration Tank Settling, Optimierung der Nachklärung, Aluminiumzugabe zur Blähschlambekämpfung, Flockungshilfsmittelzugabe), zur vermehrten Mischwasserbehandlung (Erhöhung und dynamische Anpassung des Kläranlagenzuflusses, Bypassführung) und zur Speicherbewirtschaftung (Vorklärung, Regenüberlaufbecken) möglich. Aufwand und Nutzen derartiger Maßnahmen sind im Einzelfall zu prüfen. Eine allgemeine Notwendigkeit für diese Maßnahmen besteht nicht.
<b>Bezug zum Klimawandel</b> Als Folge der Veränderungen der hydrologischen Größen durch den Klimawandel wird sich die Zuflusssdynamik von kommunalen Kläranlagen verändern. Häufigere Starkregenereignisse führen zu ausgeprägten Mischwasserereignissen. Durch die Umsetzung von Maßnahmen zur Betriebsoptimierung bei Mischwasserereignissen wird die Gewässerbelastung verringert und der Anlagenbetrieb stabilisiert.
<b>Bezug zur Modellregion/regionale Differenzierung</b> Die vorgeschlagenen Anpassungsmaßnahmen zur Verringerung der Mischwasserentlastungen sind bereits großtechnisch z. T. auf der Kläranlage Dresden-Kaditz umgesetzt worden, aber nicht spezifisch für die Modellregion. Die Anpassungsmaßnahmen an kalte Mischwasserereignisse sind ebenfalls unspezifisch und können im Regelfall ohne Probleme auf kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen in anderen Regionen umgesetzt werden.
<b>Priorität</b> <i>(Eine Priorisierungseinschätzung wird erst angestrebt, wenn die Kernbotschaften des IRKAP formuliert sind.)</i>
<b>Synergien:</b> Es ergeben sich Synergieeffekte zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Erreichen des guten chemischen und biologischen Zustands).
<b>Zielkonflikte:</b> -
<b>Angabe der Quellen</b>