

# Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung

## Schlussbericht zum Teilprojekt:

„Bemessungs- und Betriebsparameter des Belevungsverfahrens in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur und stofflichen Eigenschaften,“

Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik

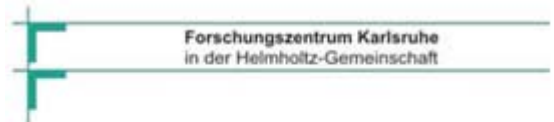
Ruhr-Universität Bochum



GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium  
für Bildung  
und Forschung



Projektträger  
Forschungszentrum  
Karlsruhe (PTKA)

„Bemessungs- und Betriebsparameter des Belebungsverfahrens in Abhängigkeit  
von der Abwassertemperatur und stofflichen Eigenschaften“

Das Vorhaben wurde im Rahmen des Verbundvorhabens „Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung, Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung“ vom Bundesministerium für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 02WA0545 gefördert.

Projektleiter: Prof. Dr.-Ing Hermann Orth

Projektbearbeiter: Dipl.-Ing Stefan Grube

Dipl.-Ing. Maryna Tserashchuk (Niedrige Temperaturen)

Projektträger: Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe GmbH,  
Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE)

Bochum 2009

## Inhaltsverzeichnis

### Aufgabenstellung und Vorhaben

<b>1</b>	<b>Einführung zum Vorhaben .....</b>	<b>6</b>
1.1	Aufgabenstellung .....	6
1.2	Voraussetzungen .....	8
1.3	Überblick zu Planung und Ablauf des Vorhabens .....	9
1.4	Zusammenarbeit mit anderen Stellen .....	10

### Wissenschaftlicher und technischer Stand

<b>2</b>	<b>Überblick zum Stand der Technik und des Projektes .....</b>	<b>12</b>
2.1	Abwasserreinigung mit dem Belebungsverfahren bei niedrigen und hohen Temperaturen .....	12
2.2	Abwasserreinigung mit dem Belebungsverfahren bei hohen Salzgehalten.....	14
2.3	Abwasserreinigung mit dem Belebungsverfahren bei geringen Zulaufkonzentrationen und niedrigem C : N Verhältnis .....	16
<b>3</b>	<b>Theoretische Grundlagen.....</b>	<b>18</b>
3.1	Einführung in das Wachstum von Bakterienzellen .....	18
3.2	Wachstumskinetik von Mikroorganismen .....	19
3.3	Beschreibung des Temperatureinflusses .....	21
3.3.1	Abbau der Kohlenstoffverbindungen.....	23
3.3.2	Nitrifikation .....	23
3.3.3	Denitrifikation .....	25
3.4	Begriff des aeroben Mindestschlammalters .....	26
<b>4</b>	<b>Bemessungsempfehlungen zur Dimensionierung von aeroben Belebungsanlagen .....</b>	<b>27</b>
4.1	Berechnungsgrundlagen .....	27
4.2	ATV-DVWK A 131 (2000), Deutschland.....	28
4.2.1	Aerobes Mindestschlammalter.....	28
4.2.2	Schlammproduktion .....	29
4.3	Hochschulgruppenansatz HSG (1989), Deutschland.....	31
4.3.1	Aerobes Mindestschlammalter.....	31

4.3.2	Schlammproduktion .....	32
4.4	Degrémont (1991 und 2005), Frankreich .....	34
4.4.1	Aerobes Mindestschlammalter .....	35
4.4.2	Schlammproduktion .....	36
4.5	Ichimura et al. (1994), Japan.....	37
4.5.1	Aerobes Mindestschlammalter .....	37
4.5.2	Schlammproduktion .....	39
4.6	Water Research Commission (1984), Südafrika .....	40
4.6.1	Aerobes Mindestschlammalter .....	40
4.6.2	Schlammproduktion .....	43
4.7	Sperling et al. (2005), Brasilien .....	45
4.7.1	Aerobes Mindestschlammalter .....	45
4.7.2	Schlammproduktion .....	47
4.8	Environmental Protection Agency EPA (1993), USA.....	48
4.8.1	Aerobes Mindestschlammalter .....	48
4.8.2	Schlammproduktion .....	51
4.9	Tchobanoglous (2003), USA .....	53
4.9.1	Aerobes Mindestschlammalter .....	53
4.9.2	Schlammproduktion .....	54
4.10	Weitere Bemessungsempfehlungen.....	58
4.10.1	Aerobes Mindestschlammalter .....	59
4.10.2	Schlammproduktion .....	61
4.11	Berücksichtigung hoher Salzkonzentrationen bei der Bemessung.....	63

## **Planung und Ablauf des Vorhabens**

<b>5</b>	<b>Versuchsbeschreibung.....</b>	<b>65</b>
5.1	Abwasserbeschaffenheit .....	65
5.1.1	Laboranlagen .....	65
5.1.2	Versuchsanlage Ölbachtal .....	68
5.1.3	Versuchsanlage Düsseldorf .....	68
5.2	Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren .....	69
5.3	Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses geringer C : N-Verhältnisse auf das Belebungsverfahren .....	70

---

5.4	Sequencing Batch Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses niedriger Temperaturen beim Belebungsverfahren .....	72
5.5	Versuchsanlage Ölbachtal .....	73
5.5.1	Beschreibung der Versuchsanlage Ölbachtal .....	73
5.5.2	Messtechnik .....	75
5.6	Versuchsanlage Düsseldorf .....	76
5.6.1	Beschreibung der Versuchsanlage Düsseldorf .....	76
5.6.2	Messtechnik .....	78
5.7	Beschreibung der Versuchsreihen .....	79
5.7.1	Versuchsreihen auf den Laboranlagen .....	79
5.7.2	Versuchsreihen auf der Versuchsanlage Ölbachtal .....	80
5.7.3	Versuchsreihen auf der Versuchsanlage Düsseldorf .....	81
<b>6</b>	<b>Methoden der Versuchsauswertung.....</b>	<b>83</b>
6.1	Bestimmung des aeroben Schlammalters der Versuchsreihen.....	83
6.2	Ermittlung der Abbauraten für Kohlenstoffverbindungen, Ammonium- und Nitratstickstoff .....	84
6.3	Bestimmung des Überschussschlammes .....	86
6.4	Messung der Sauerstoffverbrauchsrate .....	86
6.5	Spitzenfaktor der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf.....	87
6.6	Bestimmung ammonium- und nitritoxidierender Bakterien.....	87

### Erzielte Ergebnisse

<b>7</b>	<b>Versuchsergebnisse und Diskussion.....</b>	<b>89</b>
7.1	Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentrationen auf das Belebungsverfahren .....	89
7.1.1	Versuchsbedingungen .....	89
7.1.2	Kohlenstoffabbau bei hohem Salzgehalt.....	91
7.1.3	Abbau des Ammoniumstickstoffs bei hohem Salzgehalt.....	92
7.2	Untersuchung der Auswirkung geringer Zulaufbelastungen auf das Belebungsverfahren bei hohen Abwassertemperaturen.....	95
7.2.1	Versuchsbedingungen .....	95
7.2.2	Denitrifikationsleistung bei geringen CSB-Zulaufkonzentrationen und geringem C : N Verhältnis .....	97
7.2.3	Schlammproduktion bei niedriger Zulaufbelastung .....	100

---

7.3	Untersuchung des Einflusses von tiefen Temperaturen beim Belebungsverfahren .....	101
7.3.1	Versuchsbedingungen .....	101
7.3.2	Aerobe Mindestschlammalter.....	103
7.3.3	Ergebnisse der FISH Mikroskopie.....	105
7.3.4	Diskussion der aeroben Mindestschlammalter suspendierter und sessiler Biomasse bei tiefen Abwassertemperaturen.....	107
7.4	Halbtechnische Versuche zum Einfluss hoher Temperaturen auf der Versuchsanlage Ölbachtal .....	108
7.4.1	Versuchsbedingungen .....	108
7.4.2	Untersuchung des aeroben Schlammalters der Versuchsreihen ..	113
7.4.3	CSB-Abbauraten .....	114
7.4.4	Abbauraten des Ammoniumstickstoffs.....	117
7.4.5	Denitrifikationsraten .....	119
7.4.6	Sauerstoffverbrauchsraten.....	122
7.4.7	Schlammproduktion .....	124
7.4.8	Vergleich der ermittelten Schlammproduktion mit Bemessungsempfehlungen .....	127
7.4.9	Aerobes Mindestschlammalter .....	131
7.4.10	Vergleich des aeroben Mindestschlammalters der Versuchsreihen Ölbachtal mit bekannten Bemessungsempfehlungen.....	138
7.4.11	Absetzverhalten des belebten Schlammes .....	139
7.5	Großtechnische Versuche auf der Versuchsanlage Düsseldorf .....	139
7.5.1	Versuchsbedingungen .....	139
7.5.2	Aerobe Schlammalter der Versuchsreihen Düsseldorf.....	141
7.5.3	CSB-Abbauraten .....	143
7.5.4	Abbauraten des Ammoniumstickstoffs.....	144
7.5.5	Denitrifikationsraten .....	146
7.5.6	Abbauraten der Versuchsanlage Düsseldorf und der Versuchsanlage Ölbachtal im Vergleich .....	148
7.5.7	Schlammproduktion .....	150
7.5.8	Schlammproduktion im Vergleich zu den internationalen Bemessungsempfehlungen .....	152
7.5.9	Schlammproduktion der Versuchsreihen Ölbachtal und Düsseldorf im Vergleich .....	155

---

7.6	Herleitung einer Bemessungsempfehlung für das aerobe Mindestschlammalter im Temperaturbereich von 3 bis 30°C .....	156
7.6.1	Darstellung in tabellarischer Form .....	156
7.6.2	Darstellung nach der Gleichung des ATV-DVWK A 131 für verschiedene Temperaturbereiche .....	157
7.6.3	Darstellung als empirisches Polynom .....	161
7.6.4	Diskussion der drei vorgestellten Darstellungsformen zur Bemessung des aeroben Mindestschlammalters.....	162
7.6.5	Vergleichsrechnungen zur Größe des Belebungsbeckenvolumens bei Verwendung der ermittelten Werte des aeroben Mindestschlammalters .....	163

### **Zusammenfassung der Ergebnisse und des Vorhabens**

<b>8</b>	<b>Abschließende Diskussion.....</b>	<b>167</b>
8.1	Aerobes Mindestschlammalter bei niedrigen Abwassertemperaturen	167
8.2	Aerobes Mindestschlammalter bei hohen Abwassertemperaturen .....	168
8.3	Abbauraten bei hohen Abwassertemperaturen .....	168
8.4	Schlammproduktion .....	169
8.5	Aspekte zur Verwendung vorliegender Bemessungsempfehlungen bei hohen und tiefen Abwassertemperaturen.....	171
<b>9</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>173</b>
<b>10</b>	<b>Verwertbarkeit der Ergebnisse .....</b>	<b>177</b>
<b>11</b>	<b>Erfolgte Veröffentlichungen .....</b>	<b>180</b>
	<b>Literatur.....</b>	<b>181</b>
	<b>Abkürzungsverzeichnis .....</b>	<b>189</b>
	<b>Bildverzeichnis.....</b>	<b>196</b>
	<b>Tabellenverzeichnis.....</b>	<b>200</b>

# 1 Einführung zum Vorhaben

## 1.1 Aufgabenstellung

Auf dem Gebiet der Abwassertechnik im Ausland tätige Firmen stehen vor der Aufgabe, ihre Vorhaben und Anlagen in Anpassung an die örtlichen Bedingungen zu planen. Die bisher vorliegenden Erfahrungen und Bemessungsempfehlungen sind jedoch weitgehend auf die Verhältnisse in Industrieländern angestimmt, die deutschen Empfehlungen erwartungsgemäß auf deutsche Verhältnisse. In verschiedenen Projekten des vorliegenden Forschungsverbundes sollen deshalb die Voraussetzungen für an die Verhältnisse in anderen Ländern angepasste Entwürfe und Betriebsweisen von Abwasserreinigungsanlagen erarbeitet werden. Das vorliegende Teilprojekt befasst sich in diesem Rahmen mit dem Belebungsverfahren als dem inzwischen weltweit häufigsten Verfahren.

Wie bei allen biologischen Verfahren ist auch beim Belebungsverfahren die Abwassertemperatur eine entscheidende und von den örtlichen Verhältnissen abhängige Einflussgröße. Zum Einfluss der Temperatur auf Prozesse der biologischen Abwasserreinigung gibt es zwar eine große Zahl von Untersuchungen, aber es handelt sich hierbei fast ausschließlich um theoretische Analysen oder um die Untersuchung einzelner Phänomene, wie z. B. die Wachstumsraten einzelner Bakterienstämme. Integrierte Untersuchungen, die die Temperaturabhängigkeit des Belebungsverfahrens in der Gesamtheit seiner Prozesse und unter realen Bedingungen betrachten, fehlen. Für den niedrigen und hohen Temperaturbereich fehlen deshalb auch durch Betriebsdaten abgesicherte Bemessungsempfehlungen. Die verfügbaren Bemessungsempfehlungen nehmen zur Anwendbarkeit bei niedrigen und hohen Abwassertemperaturen bzw. zur Nichtanwendbarkeit nicht Stellung. Eine Extrapolation der Bemessungsformeln in den niedrigen und hohen Temperaturbereich ist nicht untersagt, allerdings auch nicht empfohlen.

In Anbetracht fehlender, einschlägiger Bemessungsempfehlungen ist der Planer gezwungen, sich an den verfügbaren Empfehlungen für den mittleren Temperaturbereich zu orientieren und die erforderlichen Modifikationen aufgrund seiner eigenen Einschätzung vorzunehmen. Am häufigsten dürfte hierbei die amerikanische Bemessungsempfehlung der Environmental Protection Agency (EPA, 1993) herangezogen werden. Vielfach wird auch auf das Handbuch „Wastewater Engineering - Treatment and Reuse“ von Tchobanoglous (2003), auf das französische Handbuch „Memento Technique de l'eau“ (Degrémont, 2005) oder die deutsche Bemessungsempfehlung ATV-DVWK A 131 (2000) zurückgegriffen.



Bei der Planung und Auslegung einer Kläranlage nach den anerkannten Bemessungsempfehlungen ergeben sich für den Planer somit große Unsicherheiten. Um diesen Unsicherheiten zu begegnen, werden dann häufig Reserven oder vermeintliche Reserven durch eine Vergrößerung der Anlage eingeplant. Dies führt jedoch leicht zu einer Überdimensionierung, die dann selbst wieder die Ursache von Betriebsproblemen werden kann.

Für das vorliegende Forschungsprojekt ergab sich aus der beschriebenen Situation das übergeordnete Ziel, durch Versuche und Messungen unter weitgehend realen Bedingungen die Grundlage für konkrete Bemessungsempfehlungen für das Belebungsverfahren bei Abwassertemperaturen über 20 °C zu schaffen. Um die geforderte Realitätsnähe zu erreichen, wurden deshalb Versuche mit natürlichem Abwasser unter natürlichen Zulaufschwankungen und Reaktoren mit einem entsprechenden Volumen (ca. 38 m<sup>3</sup>) durchgeführt. Daneben wurden spezielle Phänomene mit einer Laboranlage (5 bis 16 Liter) und einer weiteren Versuchsanlage mit 340 Litern Belebungsvolumen untersucht.

Eine ergänzende Aufgabenstellung war die Untersuchung des Einflusses hoher Salzgehalte auf das Belebungsverfahren. Über den Projektauftrag hinausgehend ergab sich durch die Einbeziehung einer IPSwat Stipendiatin die Möglichkeit zur Untersuchung niedriger Abwassertemperaturen. Der Umfang dieser zusätzlichen Arbeiten war allerdings durch den möglichen Aufwand begrenzt.

Entsprechend dieser übergeordneten Aufgabenstellung wurden die folgenden Einzelaspekte untersucht:

- Zusammenstellung und Vergleich von gängigen internationalen Bemessungsempfehlungen, die bei niedrigen und hohen Abwassertemperaturen eine Anwendung zumindest nicht ausschließen
- Bestimmung des aeroben Mindestschlammalters für eine gesicherten Nitrifikation für die Abwassertemperaturen 3 bis 30 °C
- Ermittlung des spezifischen Schlammanfalls bei hohen Abwassertemperaturen für die Abwassertemperaturen 25 und 30 °C
- Bestimmung des Einflusses hoher Salzgehalte (max. 10 g/l Salz) auf den Stoffabbau
- Bestimmung des Einflusses niedriger C : N Verhältnisse bzw. niedriger CSB-Konzentrationen im Zulauf auf die Stickstoffelimination mit dem Belebungsverfahren für die Abwassertemperatur von 25 und 30 °C.

- Bestimmung der Abbauraten der Nitrifikation, der Denitrifikation und der Kohlenstoffverbindungen für die Abwassertemperaturen 25 und 30 °C

## 1.2 Voraussetzungen

Für das Belebungsverfahren liegen, meist als nationale Vorschriften oder Empfehlungen, unterschiedliche Bemessungsverfahren vor (vgl. Kap. 4). Sie basieren jedoch weitgehend auf einer einheitlichen und theoretisch begründeten Bemessungssystematik. Wesentliche Unterschiede liegen in den enthaltenen kinetischen Koeffizienten, empirischen Faktoren zur Erfassung von unkontrollierbaren Einflüssen im praktischen Betrieb und insbesondere in den Koeffizienten zur Beschreibung der Temperaturabhängigkeit. Für die vorliegende Aufgabenstellung ist es deshalb sinnvoll, die vorliegende und allgemein anerkannte Bemessungssystematik beizubehalten, diese jedoch durch Versuche und Messungen mit den entsprechenden Parametern und Koeffizienten für den in der Aufgabenstellung definierten Bereich zu konkretisieren. Auf dieser Basis können dann von den entsprechenden Fachgremien z.B. den DWA-Fachausschlüssen die Bemessungsverfahren fortgeschrieben werden.

Die erforderlichen Versuche sind schwierig durchzuführen und aufwändig. Dies dürfte ein wesentlicher Grund dafür sein, dass sich trotz der immensen Fülle von Arbeiten zum Belebungsverfahren keine Arbeiten finden, die die angesprochenen Fragen systematisch untersuchen. Dies gilt insbesondere für die Untersuchung des Einflusses der Abwassertemperatur. Versuche in Regionen mit entsprechender Abwassertemperatur sind wenig zielführend. Da die Temperaturen im praktischen Betrieb schwanken, wären, um kontrollierte Versuchsbedingungen zu schaffen, auch dort Möglichkeiten zur Temperierung oder Kühlung des Abwassers erforderlich. Auch sollte der gesamte betrachtete und nicht nur ein bestimmter Temperaturbereich zunächst an einem Ort untersucht werden, um Einflüsse der Beschaffenheit des Abwassers zu begrenzen. Auswirkungen der Abwasserbeschaffenheit sollten versuchstechnisch getrennt durch parallele bzw. zeitlich nachfolgende Versuche untersucht werden.

Von daher bot sich es sich sowohl aus Gründen der Versuchssystematik als auch aus wirtschaftlichen Gründen an, die Versuche an der Ruhr-Universität in Bochum und auf der von ihr betriebenen Versuchsanlage in Düsseldorf durchzuführen. Damit standen die erforderlichen Versuchsreaktoren sowohl im Labormaßstab als auch im halbtechnischen und technischen Maßstab zur Verfügung. Lediglich die Anlagen zur Temperierung des Abwassers und die erforderliche spezielle MSR-

---

Technik waren neu zu installieren, wobei auch hier auf einige vorhandene Messgeräte zurückgegriffen werden konnte.

### **1.3 Überblick zu Planung und Ablauf des Vorhabens**

Das Arbeitsprogramm des Vorhabens war in der Planung in die folgenden Arbeitsschritte unterteilt worden:

1. Theoretische Untersuchungen
2. Bestimmung der Abwasserbeschaffenheit
3. Versuchsplanung und Simulation
4. Versuche im Labor
5. Versuche mittels Versuchskläranlage
6. Auswertung der Versuchsergebnisse

Diese Arbeitsschritte werden grundsätzlich beibehalten und folgendermaßen detailliert bzw. ergänzt:

Zu Bestimmung der Abwasserbeschaffenheit in anderen Ländern wurde zusätzlich eine Diplomarbeit in Thailand durchgeführt. Schwerpunkte dieser Untersuchungen waren die erhöhten Abwassertemperaturen und die geringen Konzentrationen des dortigen Abwassers. Durch die Einbeziehung einer IPSWaT-Stipendiatin konnten des Weiteren umfangreiche Daten zur Abwasserbeschaffenheit russischer Kläranlagen erhoben werden. Die Beschaffenheit des in den Versuchsanlagen eingesetzten Abwassers wurde laufend analysiert, da ihre Kenntnis für die Durchführung der Versuche und die Auswertung der Versuchsergebnisse erforderlich war. Sie wurde mittels Online-Messung, 24 Stunden-Mischproben und Stichproben ermittelt.

Bei der Versuchsplanung wurde auf Simulationsrechnungen als Hilfsmittel verzichtet. Die zu Beginn des Projektes verfügbaren Modelle erwiesen sich für diese spezielle Aufgabe als zu wenig aussagekräftig.

Die geplanten Labor- bzw. halbtechnischen Versuche wurden durch Versuche bei niedrigen Temperaturen bis 3 °C ergänzt. Dies war wiederum durch die Einbeziehung der IPSWaT-Stipendiatin möglich geworden. Als Anlage wurde hierfür eine Belebungsanlage mit Aufstaubetrieb (SBR-Verfahren) eingesetzt.

<b>Zeitplanung</b>																
	2005				2006				2007				2008			
Arbeitsschritte	1. Jahr				2. Jahr				3. Jahr				Verlängerung			
1	■	■	■													
2	■	■	■													
3	■	■	■													
4			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■				
5								■	■	■	■	■				
6										■	■	■	■	■		
Berichte						■					■				■	■
<b>Tatsächlicher Verlauf</b>																
1	■	■	■	■	■											
2		■	■	■	■											
3		■	■	■	■	■										
4						■	■	■	■	■	■	■				
5													■	■	■	■
6						■	■					■	■	■	■	■
Berichte						■						■			■	■

#### 1.4 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Im Rahmen des Verbundprojektes wurden den Teilprojekten der Universität München und der Fachhochschule Oldenburg (Simulationsprojekte der Kernprojektgruppe C) jeweils nach Aufbau der Versuchsanlage (Ölbachtal, Anfang 2006; Düsseldorf, Anfang 2007) Daten zur Anlagenkonfiguration der Versuchsanlage Ölbachtal und Düsseldorf überlassen. Das Messprogramm wurde in einem Treffen

---

im Herbst 2005 und im April 2006 mit den Projektarbeitern der oben genannten Teilprojekte besprochen. Während der Versuche auf beiden Versuchsanlagen wurden regelmäßig Datensätze mit Messdaten an die Projektbearbeiter übermittelt. Mit diesen Daten wurden die Versuchsanlage Ölbachtal und die Versuchsanlage Düsseldorf modelltechnisch abgebildet (Universität München: Activated sludge model; Fachhochschule Oldenburg: FUKA) und die durchgeführten Versuche simuliert. Die Simulationsergebnisse wurden dem eigenen Teilprojekt zur Versuchsoptimierung mitgeteilt. Ebenfalls fand ein fachlicher Austausch durch gegenseitige Besuche (u. a. Besichtigung der Versuchsanlagen durch die Projektarbeiter) und bei den Projekttreffen statt (z. B. Herbst 2005; April 2006; Juli 2006; Dezember 2006; Juni 2007).

Eine weitere intensive Zusammenarbeit bestand mit dem Teilprojekt „Belüftungssysteme in kalten und warmen Klimaten“ der Universität Darmstadt. Nach einer Besichtigung der Versuchsanlage im Juli 2007 erfolgte die Planung von gemeinsamen Sauerstoffeintagsversuchen auf der großtechnischen Versuchsanlage Düsseldorf. Im August 2007 wurde in Reinwasser der Sauerstoffeintrag für die Temperaturen 20, 25 und 30 °C über mehrere Tage bestimmt. Diese Versuche wurden Anfang Dezember in belebtem Schlamm wiederholt. Zur Beurteilung der Versuchsergebnisse der Sauerstoffeintragsversuche wurden alle relevanten Messdaten und die Anlagenkonfiguration an den Projektarbeiter der Universität Darmstadt übergeben. Zusätzlich wurde während der Versuche auf der Kläranlage Düsseldorf für das Teilprojekt Belüftungssysteme in kalten und warmen Klimaten regelmäßig die Sauerstoffsverbrauchsrate gemessen.

Neben der verbundprojektinternen Zusammenarbeit fand eine Zusammenarbeit mit Prof. Dr.-Ing. Kayser statt, der die Auswertung der Messergebnisse Ende November 2007 begutachtet und bei einem Treffen das Teilprojekt beraten hat. Ein weiterer Erfahrungsaustausch erfolgte mit dem Vorsitzenden des DWA Fachausschusses KA-6 Aerobe biologische Abwasserreinigungsverfahren Herr Dr.-Ing. Teichgräber. Diese Zusammenarbeit soll auch nach Projektende fortgeführt werden.

## **2 Überblick zum Stand der Technik und des Projektes**

### **2.1 Abwasserreinigung mit dem Belebungsverfahren bei niedrigen und hohen Temperaturen**

Die ersten Untersuchungen zur Temperaturabhängigkeit des Belebungsverfahrens mit Nitrifikation wurden ab 1952 durchgeführt. Der beobachtete Temperaturbereich umfasste 7,5 bis 30°C, wobei fast alle Untersuchungen anhand von Reinkulturen durchgeführt wurden. Beispielsweise arbeiteten Knowles und Downing seit 1960 an nitrifizierenden Bakterienstämmen, welche aus Themsewasser gewonnen wurden. Sie untersuchten sowohl den Einfluss der Inkubationstemperatur als auch der Sauerstoffkonzentration auf das Wachstum der nitrifizierenden Bakterien (Knowles et al., 1965). In den Folgejahren quantifizierten weitere Wissenschaftler, wie Barnard (1975) und Beccari et al. (1979) sowie Hall und Murphy (1980), ebenfalls die spezifische Wachstumsrate nitrifizierender Bakterien für verschiedene Temperaturbereiche. In diesen Arbeiten wurden die Wachstumsraten durch unterschiedliche Methoden bestimmt, wie z. B. durch Versuche in Versuchsanlagen (Barnard, 1976), durch Batch-Tests (Beccari et al., 1979) und durch Versuche mit Reinkulturen (Hall and Murphy, 1980). Painter und Loveless (1983) bestimmten die Wachstumsraten bei unterschiedlichen Temperaturen für nitrifizierende Bakterienstämme in Reinkultur. 1991 beschrieben Mudrack und Kunst spezifische Wachstumsraten nitrifizierender Bakterien. Die spezifischen Wachstumsraten der oben genannten Arbeiten weisen große Unterschiede auf.

Mit der Forderung nach einer Nitrifikation des Stickstoffs im Abwasser wurde für das Belebungsverfahren die Bemessung auf der Grundlage des aeroben Mindestschlammalters der Nitrifikation in vielen Bemessungsempfehlungen eingeführt. Die Bestimmung des aeroben Mindestschlammalters erfolgt häufig unter der Annahme einer spezifischen Wachstumsrate von  $0,47 \text{ d}^{-1}$  für 15 °C. Dieser Wert war durch Arbeiten von Downing, Barrett und Knowles (u. a. Knowles et al., 1965, Downing et al., 1964) für einen Stamm nitrifizierender Bakterien, der aus Themsewasser gewonnen worden war, bestimmt worden. Bei einer weiteren Untersuchung von Downing und Hopwood (1964) mit belebtem Schlamm wurde für 15 °C jedoch nur ein Wert von  $0,18 \text{ d}^{-1}$  ermittelt. Diese unterschiedlichen Ergebnisse eines einzigen Forscherteams stehen exemplarisch für die große Vielfalt der Angaben zur spezifischen Wachstumsrate nitrifizierender Bakterien.

---

Die Fragestellungen der Forschungsarbeiten, die sich speziell mit dem Belebungsverfahren bei niedrigen und hohen Abwassertemperaturen befassen, können durch folgende Beispiele umrissen werden:

Sollfrank et al. (1992) erforschten Temperatureinflüsse auf die Charakteristik des Kläranlagenzulaufs. Klopp (1983) befasste sich mit Temperatureinflüssen auf die Belebung deutscher Klärwerke in den Sommermonaten, Chevakiđagarn (2004) mit der Realisierung der simultanen Nitrifikation/ Denitrifikation ohne Schlammrückführung im Labormaßstab bei 25 °C. Mamais und Jenkins (1992) untersuchten im Labormaßstab den Einfluss von Temperatur (13,5 bis 20 °C) und Schlammalter auf die biologische Phosphatelimination. Buswell et al. (1953) ermittelten die spezifische Wachstumsrate nitrifizierender Bakterien für Temperaturen von 10 bis 37 °C mittels eines Tests, bei dem ähnlich der BSB<sub>5</sub>-Testmethode über einen Zeitraum von fünf Tagen der Sauerstoffverbrauch der nitrifizierenden Biomasse bestimmt wird. Wuhrmann (1954) ermittelte die Sauerstoffverbrauchsraten heterotropher Mikroorganismen und die Sauerstoffeintragskapazität von Mammutbelüftern der Kläranlage Zürich bei Temperaturen von 5 bis 25 °C. Eine seiner Aussagen ist, dass seine Messergebnisse zur endogenen Atmung mittels der Arrhenius Gleichung nicht abgebildet werden können. Sutton et al. (1975) erforschten die Denitrifikation bei niedrigen und hohen Abwassertemperaturen. In einer Laboranlage wurden Versuche zur Denitrifikationsleistung mit suspendierter und sessiler Biomasse von 5 bis 25 °C durchgeführt. Muck und Grady (1974) bestimmten mit einer vollaufgemischten Laboranlage im Batchbetrieb die Wachstumsrate heterotropher Bakterien mit künstlichem Abwasser bei kurzen Aufenthaltszeiten für die Temperaturen 10, 20, 30 und 40 °C.

Im Gegensatz zu praktischen Versuchen, verfolgten mehrere andere Wissenschaftler den Ansatz der mathematischen Simulation. Durth (2000) untersuchte neben dem Einfluss von Anlagenkonfiguration und Auslastung auf die Ablaufkonzentration auch den Einfluss der Temperatur. Hierzu verwendete sie Messdaten deutscher Klärwerke für ein Simulationsmodell. Henze et al. (1986 und 2002) befassten sich mehrfach mit der modelltechnischen Umsetzung des Belebungsverfahrens. Pöpel und Fischer (1998) untersuchten den kombinierten Einfluss der Temperatur und der Belastung auf die Ablaufkonzentration beim Belebungsverfahren und bestimmten den von ihnen so genannten verfahrenstechnischen Temperatureinfluss. Ablaufwerte von Kläranlagen seien stärker von der Belastung der Kläranlage als von der Abwassertemperatur abhängig, so Pöpel und Fischer (1998). Scheer (1998) verglich eine Auswahl von internationalen Bemessungs-

empfehlungen mittels einer Modellkläranlage von 50 000 Einwohnern. In seinen Untersuchungen ging er auch auf die Wahl der Bemessungstemperatur ein.

Die Lehrbücher von Sperling et al., 2005 und Hammer, 2001 befassen sich ebenfalls mit dem Belebungsverfahren bei hohen Abwassertemperaturen in warmen und ariden Klimazonen. In diesen Lehrbüchern werden grundsätzlich auch Aussagen zur Bemessung bei hohen Temperaturen gemacht. Allerdings werden die Empfehlungen nicht durch Versuchs- oder Betriebsergebnisse belegt.

Smith (1996) sowie Mander und Jenssen (2002) diskutieren die Effizienz biologischer Abwasserreinigung mit dem aeroben Belebungsverfahren, mit Abwasserteichen und mit Lagunen in kalten Klimazonen. Die Autoren betonen, dass biologische Abwasserreinigungsverfahren in kalten Klimazonen nur dann effizient eingesetzt werden können, wenn die Verfahren den klimatischen Bedingungen gemäß technisch angepasst werden. Detaillierte Bemessungsempfehlungen über die Art der Anpassung werden von den Autoren allerdings nicht gegeben.

In dieser Arbeit wurden niedrige (3 - 15 °C) und hohe (20 - 30 °C) Abwassertemperaturen unter Betriebsbedingungen mit mittleren Referenztemperaturen (15 und 20 °C) verglichen. Ein direkter Vergleich dieser Temperaturbereiche ist bisher nicht bekannt. Ebenfalls gibt es keine Untersuchungen zur Höhe des aeroben Mindestschlammalters und zur Schlammproduktion über den Temperaturbereich von 3 bis 30 °C unter Betriebsbedingungen mit Laboranlagen, großtechnischen Versuchsständen oder realen Klärwerken. Damit fehlen konkrete und durch Messungen nachgewiesene Bemessungsempfehlungen zum aeroben Schlammalter, zur Schlammproduktion sowie zu den Abbauleistungen unter tatsächlichen Betriebsbedingungen für den Planer abwassertechnischer Anlagen in Ländern mit tiefen und hohen Abwassertemperaturen.

## **2.2 Abwasserreinigung mit dem Belebungsverfahren bei hohen Salzgehalten**

Hohe Salzgehalte des Abwassers ergeben sich wenn Trinkwasser aus Meerwasserentsalzungsanlagen gewonnen oder Meerwasser als Brauchwasser genutzt wird sowie durch die Einleitung von extrem salzhaltigen Abwässern z. B. der Fischindustrie, Gerbereien oder anderen Industriezweigen.

Die Toxizität größerer Mengen von Natriumchlorid (NaCl) hängt vor allem von dem Kation  $\text{Na}^+$  ab, das die Osmose der Zellen beeinflusst. Gerät der Ionenhaushalt der Organismen aus dem Gleichgewicht, kommt es infolge der osmotischen



---

Flüssigkeitsverteilung zur Plasmolyse der Zelle und damit zum Tod der Mikroorganismen.

Salvadó et al. (2001) untersuchten den Einfluss hoher Salzkonzentration auf die Biozönose. Sie stellten fest, dass der Toleranzbereich der Protozoen und Metazoen zwischen 5 - 10 g/l NaCl liegt. Ferner notierten sie, dass ab 20 g/l NaCl keine Protozoen und ab 40 g/l NaCl auch keine Metazoen mehr vorhanden waren.

Mit zunehmender Salzkonzentration nimmt die Leitfähigkeit des Abwassers zu, es kommt zu Ionenbindungen, welche die Flockungseigenschaften der Biomasse beeinträchtigen. Dies bestätigten bereits 1962 Stewart et al., die in ihrem Versuch Meerwasser (30 bis 100 % Anteil am Versuchsabwasser) einsetzten und aufgrund dessen eine verschlechterte Flockung der Biomasse feststellten. Dies wiederum führte dazu, dass sich die Eigenschaften der Biomasse nachteilig veränderten. So dokumentierten beispielsweise Dalmacija et al. (1996) eine Verschlechterung der Biomassenaktivität durch Einfluss extrem salinen Wassers (> 29 g/l NaCl) aus der Ölindustrie. Zu denselben Ergebnissen kamen Jean und Lee (1999), die eine Verschlechterung bereits bei 6 g/l NaCl verzeichneten. Yu et al. (2002) bestätigten ebenfalls die verschlechterten Flockungseigenschaften bei 6,5 g/l NaCl.

Einige der ersten Forscher auf diesem Gebiet waren beispielsweise Lawton und Eggert, die bereits 1957 durch ihre Versuche u. a. herausfanden, dass bei einer Salzkonzentration von >20 g/l fast keine nennenswerte BSB<sub>5</sub>-Abbauleistung mehr feststellbar war. Stewart et al. (1962) wiesen in der Veröffentlichung ihrer Versuchsergebnisse nicht nur eine Verschlechterung der Schlammeigenschaften, sondern auch der BSB<sub>5</sub>-Abbauraten nach, wenn der Meerwasseranteil mehr als 30 % (das entspricht umgerechnet etwa 9 g/l Salz) betrug.

Kargi et al. beschrieben in verschiedenen Publikationen (1998-2006), dass Konzentrationen von > 30 g/l NaCl zu verringerten Abbauraten (CSB, BSB<sub>5</sub>) führten, dass aber der Abbau von CSB durch hohe Salzkonzentrationen insgesamt etwas weniger beeinträchtigt wurde als der Abbau des BSB<sub>5</sub>. Abu-ghararah und Sherrard (1993) fanden heraus, dass der CSB-Abbau bei einer Salzkonzentration von nur 4 g/l auf 90 % absank.

Wichtige Teilprozesse des Belebungsverfahrens sind die Nitrifikation und die Denitrifikation. Durch die bereits erwähnte Plasmolyse der Organismen werden auch diese Prozesse von der Salinität des Abwassers beeinflusst. So fanden beispielsweise Rosa et al. (1998) durch Versuche, dass die Abbaurate von NH<sub>4</sub>-N ohne den Einfluss von Salzen bei 94 % lag, während sie unter dem Einfluss einer Salzkonzentration von 50 g/l auf nur noch 48 % absank.

Dincer und Kargi (1999) beschrieben den negativen Einfluss einer Salzkonzentration von 50 g/l auf die Nitrifikation und die Denitrifikation, wobei vor allem letztere besonders störungsanfällig war. Sie beobachteten bereits bei einem Salzgehalt von mehr als 10 g/l eine unzureichende Denitrifikation.

Campos et al. (2002) ermittelten verringerte Nitrifikationsraten ab einer Salzkonzentration von 13,7 g/l NaCl-Äquivalent. Chen und Wong (2004) konnten über einem Gehalt von 18,2 g/l NaCl keine nitrifizierenden Bakterien der Gattung *Nitrobacter* mehr beobachten.

Moussa et al. (2006) fanden, dass die spezifische Aktivität der Ammonium- und Nitritoxidierer mit steigender Salzkonzentration abnahm.

In einem zusammenfassenden Überblick lässt sich folgendes festhalten:

Bereits bei einer Salzkonzentration von 4 g/l NaCl wird in der Literatur eine Beeinträchtigung der Organismenaktivität und eine damit einhergehende Verringerung der Abbauleistung beschrieben. Als kritische Grenze für die Mikroorganismen wird in der Literatur häufig ein Salzgehalt von 10 g/l angeführt. Diese Konzentration ist bereits ausreichend, um unangepasste Organismen zu schädigen oder sogar zu vernichten, so dass hier zugleich eine Verringerung der Abbauleistung um 30 - 40 % erfolgt.

### **2.3 Abwasserreinigung mit dem Belebungsverfahren bei geringen Zulaufkonzentrationen und niedrigem C : N Verhältnis**

Zum ordnungsgemäßen Ablaufen der Denitrifikation sind leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen in ausreichendem Maße erforderlich. Andernfalls, was sich in einem niedrigen C : N Verhältnis ausdrückt, wird die Denitrifikation gehemmt. Weitere Gründe für eine unzureichende Denitrifikation sind das Vorhandensein von gelöstem Sauerstoff in der Denitrifikationszone (z. B. durch Verschleppung mit dem internen Rezirkulationsstrom) oder zu niedrige bzw. hohe pH-Werte.

Zur Verbesserung der Stickstoffelimination können z. B. folgende Maßnahmen durchgeführt werden:

- Zudosierung einer Kohlenstoffquelle in den Denitrifikationsreaktor
- Optimierte Steuerung unbelüfteter Phasen
- Einsatz von Biofilmverfahren
- Ozonierung (Ozonolyse)
- Ansiedlung spezieller Bakterien

In vielen Arbeiten, die sich mit schlechten Denitrifikationsraten auf kommunalen Kläranlagen befassen, wird maßgeblich die Verbesserung der Denitrifikation durch die Zugabe diverser Arten von Kohlenstoffquellen diskutiert. Dies ist zugleich auch die am häufigsten eingesetzte Verbesserungsmethode. Alle weiteren aufgeführten Verfahren werden bisher nur in speziellen Fällen (z. B. bei der Behandlung von Industrieabwässern) eingesetzt.

Zur Charakterisierung von Abwässern existieren Definitionen mehrerer Forscher (Koppe und Stozek, 1993; Henze et al., 2002). Eine verbreitete Bewertung der C : N Verhältnisse stammt von Henze et al. (2002) und ist in Tabelle 1 aufgeführt. Das C : N Verhältnis kann über den CSB oder BSB<sub>5</sub> definiert werden.

Tabelle 1: Bewertungen des C : N Verhältnisses nach Henze et al., 2002

Verhältnis	gering	typisch	hoch
CSB : N <sub>ges</sub>	6 - 8	8 - 12	12 - 16
BSB <sub>5</sub> : N <sub>ges</sub>	3 - 4	4 - 6	6 - 8

### 3 Theoretische Grundlagen

#### 3.1 Einführung in das Wachstum von Bakterienzellen

Bakterien vermehren sich durch Zellteilung. Das Wachstum verhält sich exponentiell. Die Zeit, in der sich eine Bakterienzelle teilt und verdoppelt, wird als Generationszeit bezeichnet. Schnellwüchsige Bakterien (z. B. *Escherichia coli*, ein typischer Organismus in der Biomasse) können Generationszeiten von unter 30 Minuten haben. Andere Arten, z. B. nitrifizierende Bakterien (z. B. *Nitrobacter hamburgensis*, ein nitritoxidierendes Bakterium), haben eine höhere Generationszeit und teilen sich somit langsamer. Für die Bemessung des Belebungsverfahrens sind - sofern eine Nitrifikation des Abwassers erforderlich ist - die langsam wachsenden nitrifizierenden Bakterien maßgebend.

Gl. 1 beschreibt das exponentielle Wachstum von Bakterien.

$$N = N_0 \cdot 2^n \qquad \text{Gl. 1}$$

mit:

N	Gesamtzahl einer Bakterienmasse
$N_0$	Anzahl der Bakterien zu Beginn
n	Anzahl der Teilungen

Lebensbedingungen wie Temperatur, pH-Wert, Nahrungsangebot sowie für Bakterien toxische Stoffe beeinflussen jedoch die Zellteilung bzw. die Generationszeit und damit die Wachstumsgeschwindigkeit der Bakterienmasse.

Das Wachstum von Bakterienzellen wird in vier Phasen unterteilt:

- Anlaufphase (lag-Phase)
- Exponentielle Phase (Wachstumsphase)
- Stationäre Phase
- Absterbephase

Für das Belebungsverfahren ist besonders die exponentielle Phase, auch Wachstumsphase genannt, von Bedeutung. Der Biomassertrag  $Y$  bestimmt sich aus dem Zuwachs an Biomasse (Wachstum an Bakterienzellen) und dem Substratverbrauch der Biomasse.

$$Y = \frac{dX}{dS} \quad \text{Gl. 2}$$

mit:

Y      Biomasseertrag  
dX      Wachstum an Bakterienzellen  
dS      Substratverbrauch der Bakterienzellen

### 3.2 Wachstumskinetik von Mikroorganismen

Die Biomasse im Belebungsreaktor besteht aus einer Vielzahl von unterschiedlichen Mikroorganismen, die alle eigene Generationszeiten besitzen. Die Beziehung zwischen der Wachstumsrate und der Verdoppelungszeit der Mikroorganismen wird in Gl. 3 verdeutlicht.

$$\mu = \frac{\ln 2}{t} \quad \text{Gl. 3}$$

mit:

$\mu$       Wachstumsrate  
t      Verdoppelungszeit der Mikroorganismen

Ein limitierender Faktor für das Wachstum von Bakterien beim Belebungsverfahren ist die Substratkonzentration S. Die Substratkonzentration, bei der genau die Hälfte der maximalen Wachstumsrate  $\mu_{\max}$  erreicht wird, wird Halbwertskonstante  $K_S$  genannt. Der Zusammenhang zwischen der Wachstumsrate, der maximalen Wachstumsrate, der Halbwertskonstante und der Substratkonzentration wird durch die so genannte Monod-Gleichung (Gl. 4) ausgedrückt.

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_S + S} \quad \text{für } S \approx S_0 \quad \text{Gl. 4}$$

mit:

$\mu_{\max}$     Maximale Wachstumsrate  
 $K_S$       Halbwertskonstante  
S      Substratkonzentration  
 $S_0$       Substratkonzentration zu Beginn

Die Monod-Gleichung leitet sich aus der allgemeinen Darstellung der Wachstumsgleichung nach Michaelis-Menten für den Sonderfall einer gleich bleibenden Substratkonzentration ( $S \approx S_0$ ) ab. Dieser Sonderfall bzw. die Annahme einer gleich bleibenden Substratkonzentration ist für das Belebungsverfahren wichtig. Sie erlaubt die Anwendung der Monod-Gleichung zur Bestimmung des Wachstums der Biomasse im Belebungsreaktor. Die Monod-Gleichung findet sich daher in vielen Gleichungen zur Bemessung des Belebungsverfahrens wieder. Beispiele sind die Bestimmung des Schlammalters oder die Ermittlung der Schlammproduktion in den Bemessungsempfehlungen ATV-DVWK A 131 (2000) und Tchobanoglous (2003). Die Substratkonzentration im Reaktor ist gleich der Ablaufkonzentration. Belebungsanlagen müssen deshalb im Bereich relativ niedriger Substratkonzentrationen gefahren werden. Bild 1 veranschaulicht den Zusammenhang zwischen der Wachstumsrate und der Substratkonzentration anhand der Monod-Gleichung.

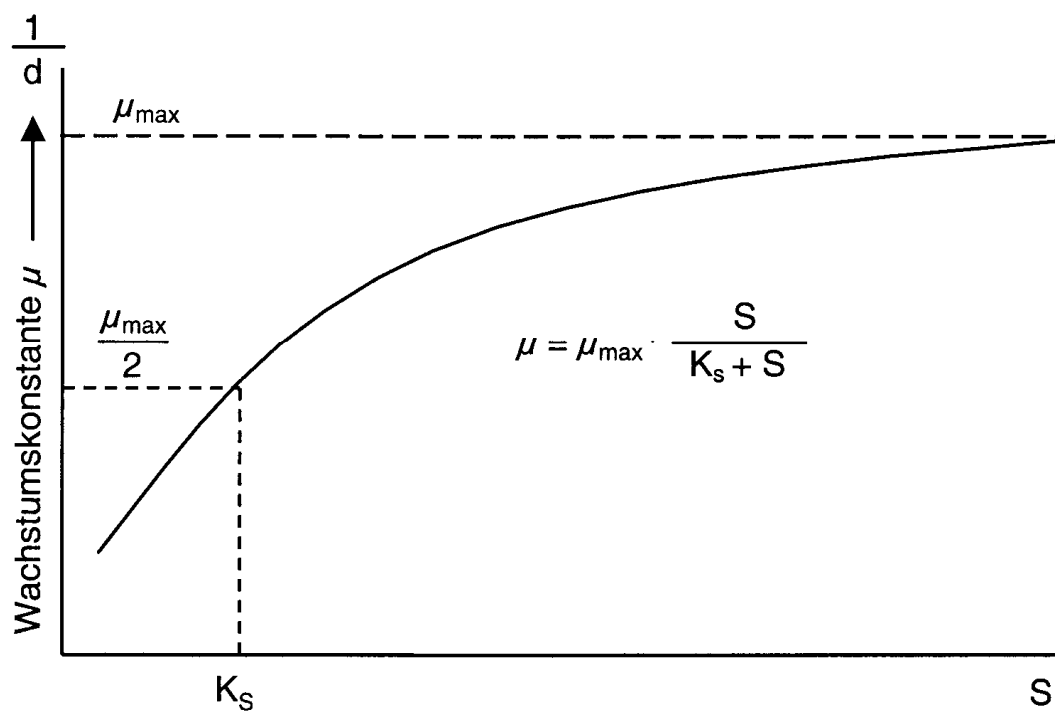


Bild 1: Abhängigkeit der Wachstumsrate  $\mu$  von der Substratkonzentration  $S$

Der Biomassertrag  $Y$  für eine Organismenkonzentration  $X$  kann mit der Wachstumsrate  $\mu$  nach (Gl. 5) bestimmt werden.

$$Y = \mu \cdot X = \frac{dX}{dt} \quad \text{Gl. 5}$$

mit:

$X$  Organismenkonzentration

Jedoch wird der Ertrag der Biomasse  $Y$  nicht nur vom Wachstum sondern auch von der Absterberate  $DX$  (Gl. 6) beeinflusst.

$$DX = -\frac{dX}{dt} \quad \text{Gl. 6}$$

mit:

$DX$  Absterberate

Die Veränderung der Biomassenkonzentration im Belebungsreaktor ohne Biomassenrückhalt ergibt sich gemäß einer Massenbilanz aus Wachstum und Biomassenverluste durch Absterben zu:

$$\frac{dX}{dt} = \mu \cdot X - DX \quad \text{Gl. 7}$$

### 3.3 Beschreibung des Temperatureinflusses

Die Temperatur hat bei einer biochemischen Reaktion Einfluss auf die Geschwindigkeit der Reaktion. Der Einfluss der Temperatur auf das Wachstum und das Absterben von Mikroorganismen wird üblicherweise in der Biochemie mittels eines Ansatzes von Arrhenius beschrieben (Gl. 8).

$$k = A \cdot e^{-E/(R \cdot T)} \quad \text{Gl. 8}$$

mit:

- k      Geschwindigkeitskonstante
- A      Charakteristische Reaktionskonstante
- T      Absolute Temperatur in °K
- E      Aktivierungsenergie der Reaktion in J/mol
- R      Allgemeine Gaskonstante; Standardwert: 8,314 J/(mol\*K)

Durch Integration der Gleichung (Gl. 8) und die Betrachtung von zwei Temperaturen  $T_1$  und  $T_2$  ergibt sich folgende Gleichung (Gl. 9).

$$\ln \frac{k_2}{k_1} = \frac{E(T_2 - T_1)}{RT_1 T_2} = \frac{E}{RT_1 T_2} \cdot (T_2 - T_1) \quad \text{Gl. 9}$$

Sofern nun die Geschwindigkeitskonstante  $k_1$  und die Aktivierungsenergie  $E$  für eine Temperatur bekannt sind, kann  $k_2$  für eine andere Temperatur gemäß dieser Gleichung abgeleitet werden. Eine weitere Vereinfachung dieser Gleichung wird in der Abwassertechnik häufig angesetzt, da viele Reaktionen in einem annähernd gleichen Temperaturbereich ablaufen. Der Term  $\frac{E}{RT_1 T_2}$  wird in diesem Fall als konstant angenommen und zu einer Konstanten ( $C$ ) vereinfacht.

$$\ln \frac{k_2}{k_1} = C(T_2 - T_1) \quad \text{Gl. 10}$$

Durch Einführung des Temperaturkoeffizienten  $\theta$  für den Term  $e^C$  leitet sich die allgemeine Darstellung der Gleichung, wie sie für Temperaturabhängigkeiten in der Abwassertechnik verwendet wird, ab (Gl. 11).

$$\frac{k_2}{k_1} = e^{C(T_2 - T_1)} = \theta^{(T_2 - T_1)} \quad \text{Gl. 11}$$

Der Temperaturkoeffizient  $\theta$  kann jedoch auch schon bei einer geringen Änderung der Temperatur variieren, so dass die Gleichung Gl. 11 nur für Temperaturen nahe der bekannten Bezugstemperatur  $T_1$  (im angloamerikanischen Raum  $T_1 = 20$  °C,



---

im deutschsprachigem Raum  $T_1=15\text{ °C}$ ) gültig ist (Tchobanoglous, 2003). Nahe ist allerdings nicht eindeutig definiert. Hieraus lässt sich ableiten, dass der gültige Temperaturbereich um  $T_1$  für jeden Temperaturkoeffizienten  $\theta$  zu definieren ist. (Forst, 1993; Tchobanoglous, 2003)

### **3.3.1 Abbau der Kohlenstoffverbindungen**

Der Ansatz von Arrhenius wird zur Beschreibung des Temperatureinflusses auf den Abbau organischer Schmutzstoffe durch heterotrophe Bakterien verwendet. In der Literatur findet sich häufig die Angabe einer Verdoppelung der Bakterienmasse bei Erhöhung der Temperatur um  $10\text{ °C}$  unter optimalen Wachstumsbedingungen (Röske und Uhlmann, 2005; Madigan und Martinko, 2006). Mudrack und Kunst (1991) sprechen von einem nicht sehr starken Einfluss der Temperatur auf den Kohlenstoffabbau. Er sei mehr von der Schlammbelastung abhängig.

### **3.3.2 Nitrifikation**

Der Einfluss der Temperatur auf die Nitrifikation wird ebenfalls über den Ansatz von Arrhenius quantifiziert. Henze et al. (2002) weisen darauf hin, dass die Arrhenius Gleichung mit der Bezugstemperatur  $20\text{ °C}$  nur in einem Temperaturbereich von  $10$  bis  $22\text{ °C}$  in der Abwassertechnik sinnvoll einsetzbar ist. Bei höheren Temperaturen von  $28$  bis  $34\text{ °C}$  ist nach Henze et al. (2002) die Wachstumsrate weitestgehend konstant und hat bei ca.  $30\text{ °C}$  ihr Maximum. Ab ca.  $35\text{ °C}$  bricht die Nitrifikation zusammen. Offensichtlich tritt bei den nitrifizierenden Bakterien in diesem Temperaturbereich die von Hartmann (1992) beschriebene Denaturierung der Enzyme ein.

In der Literatur werden sehr verschiedene Werte für die maximale spezifische Wachstumsrate nitrifizierender Bakterien genannt (Tabelle 2).

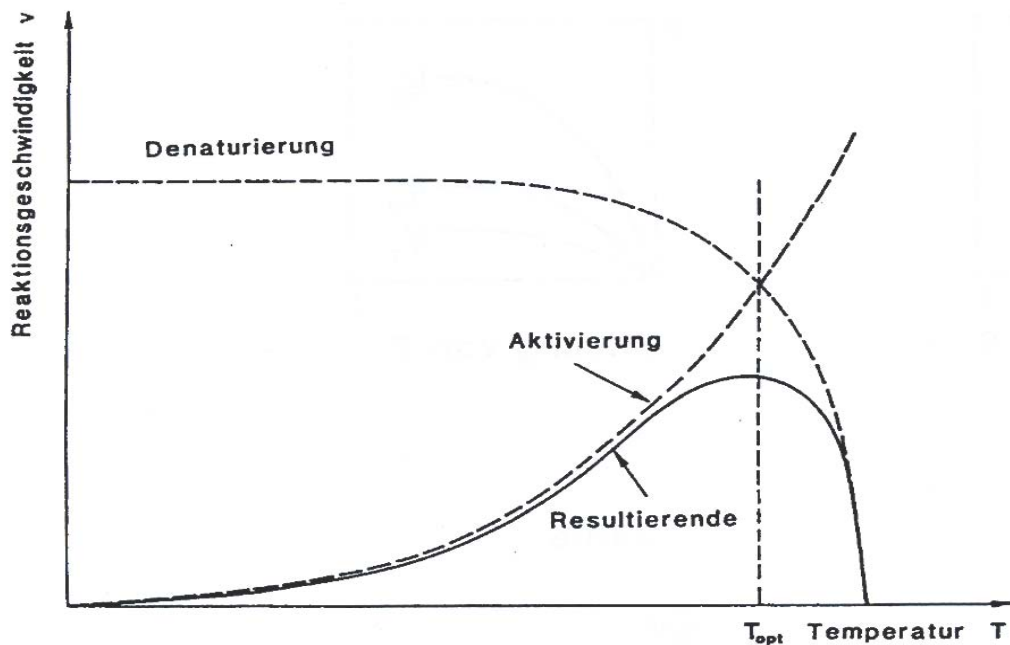


Bild 2: Einfluss der Temperatur auf enzymatische Reaktionen (nach Hartmann, 1992)

Tabelle 2: Überblick verschiedener Angaben zur maximalen spezifischen Wachstumsrate von nitrifizierenden Bakterien (nach Randall et al., 1992; ergänzt um eigene Recherchen)

Quelle:	$\mu_{max}$ in $d^{-1}$			
	10 °C	15 °C	20 °C	30 °C
Downing, 1964a	0,29	0,47	0,77	-
Downing und Hopwood, 1964	0,10	0,18	0,32	-
Hultmann, 1971	0,23	0,34	0,50	-
Barnard, 1975	0,10	0,18	0,37	-
Painter und Loveless, 1983	0,12	0,18	0,26	-
Beccari, 1979	-	-	0,27	-
Bidstrup, 1988	-	-	0,65	-
Hall und Murphy, 1980	-	-	0,46	-
Lawrence, 1976	-	-	0,50	-
Arceivala, 1981 Nitrosomonas / Nitrobacter	-	-	0,5 / 0,8	-
WRC, 1984	-	-	0,36	-

Fortsetzung Tabelle 2:

Barnard, 1991	-	0,33	-	-
Eckenfelder, 1991	-	-	0,45	-
Mudrack, Kunst, 1991 Nitrosomonas / Nitrobacter	0,29 / 058	-	0,76 / 1,04	1,97 / 1,87
Henze et al., 2002	-	-	0,6 - 0,8	-
Sperling et al. (2005)	-	-	0,5	-

In vielen Bemessungsempfehlungen wird jedoch ein Wert von 0,47 für  $\mu_{\max}$  bei 15 °C angesetzt.

### 3.3.3 Denitrifikation

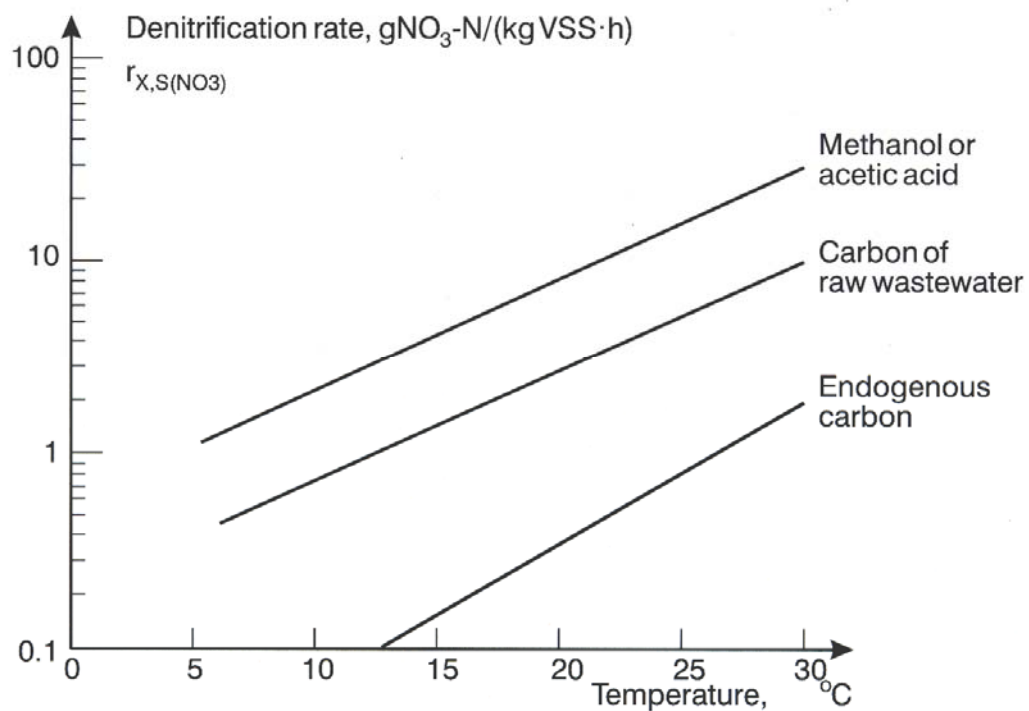


Bild 3: Korrelation zwischen Kohlenstoffquelle, Temperatur und spezifischer Denitrifikationsrate (Henze und Harremoes, 1977)

Der Einfluss der Abwassertemperatur auf die Denitrifikation wird in der Regel nicht in Form der Gleichung nach Arrhenius (Gl. 11) bei der Bemessung berücksichtigt. Zwar betonen verschiedene Autoren (z. B. Henze und Harremoes, 1977; Henze et al., 2002; WRC, 1984 etc.), dass die Denitrifikationsleistung mit zunehmender

Temperatur ebenfalls zunimmt und dass denitrifizierende Bakterien als heterotrophe Bakterien dem gleichen Temperatureinfluss des Abbaus von Kohlenstoffverbindungen unterliegen. Für die Bemessung bzw. für den ordnungsgemäßen Ablauf der biologischen Denitrifikation ist jedoch die Abwesenheit von Sauerstoff und einer ausreichenden Menge leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen das maßgebende Kriterium. Für eine weitestgehende Stickstoffelimination ist ein C : N Verhältnis von etwa 10 : 1 optimal.

### **3.4 Begriff des aeroben Mindestschlammalters**

Das aerobe Schlammalter gibt die Aufenthaltszeit der heterotrophen und autotrophen Biomasse im Belebungsprozess an. Zur Anreicherung von Biomasse durch Wachstum ist es erforderlich, dass die Aufenthaltszeit der Biomasse größer als deren Generationszeit ist. Im umgekehrten Fall wäre eine Anreicherung nicht möglich. Die Biomasse würde durch das abfließende Abwasser „ausgewaschen“ werden. Wie bereits in Kapitel 3.1 erwähnt, sind die Generationszeiten der Bakterien in der Biomasse sehr unterschiedlich. Unter Berücksichtigung verschiedener betrieblicher Faktoren ist eine Aufenthaltszeit erforderlich, die deutlich über der Generationszeit der Bakterien liegt. Diese Aufenthaltszeit wird als aerobes Mindestschlammalter bezeichnet.

Besonders lange Generationszeiten weisen die nitrifizierenden Bakterien auf. Wenn im Belebungsreaktor der einfließende Stickstoff nitrifiziert werden soll, ist eine Aufenthaltszeit erforderlich, die den nitrifizierenden Bakterien die Anreicherung in der Biomasse ermöglicht. Unter Berücksichtigung verschiedener betrieblicher Faktoren ist eine Aufenthaltszeit erforderlich, die deutlich über der Generationszeit der nitrifizierenden Bakterien liegt. Diese Aufenthaltszeit wird als aerobes Mindestschlammalter bezeichnet.

## **4 Bemessungsempfehlungen zur Dimensionierung von aeroben Belebungsanlagen**

Die Literaturstudie konzentriert sich auf die Ermittlung des aeroben Mindestschlammalters für die Nitrifikation und die Schlammproduktion. Es handelt sich um die beiden Bemessungsgrößen, die am stärksten temperaturabhängig sind. Die Bemessung der Sauerstoffzufuhr, die ebenfalls sehr stark temperaturabhängig ist, wird in dem Parallelprojekt der TU Darmstadt „Belüftungssysteme in kalten und warmen Klimaten“ behandelt.

Die Darstellung der Bemessungsempfehlungen der aeroben Belebungsverfahren erfolgt alphabetisch nach der Herkunft.

### **4.1 Berechnungsgrundlagen**

Zunächst werden acht verbreitete Bemessungsempfehlungen vorgestellt und Beispielrechnungen zur Schlammproduktion durchgeführt. Die herangezogenen Bemessungsempfehlungen stammen aus Deutschland, Frankreich, Japan, Südafrika, Brasilien und den USA. Anschließend werden weitere Bemessungsempfehlungen aus Irland, Thailand, den USA, Dänemark und Singapur besprochen.

Bezugsgröße der nachfolgenden Rechnungen ist die Schmutzbelastung von 1000 Einwohnern. Als Eingangsparameter werden die einwohnerspezifischen Belastungsgrößen gemäß Tabelle 3 verwendet. Sofern für die Anwendung einzelner Bemessungsempfehlungen weitere Parameter erforderlich sind, werden die empfohlenen Standardwerte der jeweils betrachteten Bemessungsempfehlung angesetzt. Die Standardwerte und der dazugehörige Wertebereich werden im jeweiligen Kapitel angegeben.

Im zweiten Teil dieser Arbeit werden die Messergebnisse der Versuche mit den Bemessungsempfehlungen verglichen. Dies erfolgt durch eine Gegenüberstellung der aeroben Mindestschlammalter und der Schlammproduktion. Sie zeigen die erheblichen Unterschiede auf, die sich bei höheren Temperaturen für die Auslegung der Anlagen aus den verschiedenen Bemessungsempfehlungen ergeben.

Tabelle 3: Eingangswerte der Berechnungen

Parameter	Wert	Einheit
Einwohner	1000	EW
Schmutzwasseranfall	200	l/(E·d)
CSB	120	g/(E·d)
BSB <sub>5</sub>	60	g/(E·d)
N <sub>ges</sub>	11	g/(E·d)
NH <sub>4</sub> -N	7,5	g/(E·d)
P <sub>ges</sub>	1,8	g/(E·d)
AFS	70	g/(E·d)
TS <sub>BB</sub>	3,3	g/l
oTS <sub>BB</sub> /TS <sub>BB</sub>	0,8	-

## 4.2 ATV-DVWK A 131 (2000), Deutschland

### 4.2.1 Aerobes Mindestschlammalter

Die tiefste jährliche Abwassertemperatur ist für die Bemessung der Nitrifikation maßgebend. Deutsche Belebungsanlagen sind für das tiefste Zwei-Wochenmittel der Abwassertemperatur jedoch üblicherweise nicht unter 10 bis 12 °C zu bemessen. Bei einer Abwassertemperatur von weniger als 10 °C ist in Deutschland die Nitrifikation gesetzlich nicht gefordert (AbwV, 2004).

Die deutschen Bemessungsempfehlungen sind für die Anwendung in Deutschland konzipiert. Zu einer Extrapolation der Bemessungsgleichungen (z. B. Gl. 12 und Gl. 13) in den hohen Temperaturbereich wird keine Stellung bezogen.

Das erforderliche Schlammalter ergibt sich zu:

$$t_{TS,aerob,Bem} = SF \cdot 3,4 \cdot 1,103^{(15-T)} \quad \text{Gl. 12}$$

mit:

$t_{TS,aerob,Bem}$  Erforderliches aerobes Schlammalter (aerobes Mindestschlammalter), das der Bemessung für Nitrifikation zu Grunde gelegt wird in d

SF Sicherheitsfaktor:  $1,45 \leq SF \leq 1,8$

T Bemessungstemperatur, tiefstes Zwei-Wochenmittel

Der Faktor 3,4 ergibt sich aus dem Kehrwert der maximalen Wachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse  $0,47 \text{ d}^{-1}$  ( $\rightarrow 2,13 \text{ d}$ ) und einem Sicherheitsfaktor von 1,6. Dieser erhöht nach Kayser (2001) den Wert von 2,13 Tage auf den theoretisch ermittelten Wert der höchsten Konzentration an nitrifizierenden Mikroorganismen im belebten Schlamm auf 3,4 Tage.

#### 4.2.2 Schlammproduktion

Die tägliche Schlammproduktion  $\ddot{U}_{d,C}$  gemäß ATV-DVWK A 131 (2000) wird aus der Summe des täglichen Schlammanfalls aus der Kohlenstoffelimination  $\ddot{U}_{d,C}$  und der Phosphatelimination  $\ddot{U}_{d,P}$  berechnet. In dieser Arbeit wird der Aufgabenstellung entsprechend nur die Schlammproduktion aus der Kohlenstoffelimination betrachtet, da eine chemische oder biologische Phosphatelimination nicht Gegenstand der Untersuchungen ist. Die Schlammproduktion wird gemäß der folgenden Gleichung (Gl. 13) bemessen.

$$\ddot{U}_{d,C} = B_{d,BSB} \cdot \left( 0,75 + 0,6 \frac{X_{TS,ZB}}{C_{BSB,ZB}} - \frac{(1-0,2) \cdot 0,17 \cdot 0,75 \cdot t_{TS} \cdot 1,072^{(T-15)}}{1 + 0,17 \cdot t_{TS} \cdot 1,072^{(T-15)}} \right) \quad \text{Gl. 13}$$

mit:

$\ddot{U}_{d,C}$  Schlammproduktion in kg/d

$B_{d,BSB}$  BSB<sub>5</sub>-Fracht in kg/d

$X_{TS,ZB}$  Konzentration an Feststoffen im Zulauf des Belebungsreaktors in kg/m<sup>3</sup>

$C_{BSB,ZB}$  BSB<sub>5</sub> Konzentration im Zulauf des Belebungsreaktors in kg/m<sup>3</sup>

In einer erläuternden Darstellung, die auch den Vergleich mit anderen Bemessungsempfehlungen erleichtert, ergibt sich:

$$\ddot{U}_{d,C} = B_{d,BSB} \cdot \left( Y_H + B \frac{X_{TS,ZB}}{C_{BSB,ZB}} - \frac{(C-D) \cdot b_H \cdot Y_H \cdot t_{TS} \cdot F_T}{E + b_H \cdot t_{TS} \cdot F_T} \right) \quad \text{Gl. 14}$$

mit:

B Anteil der zulaufenden Feststoffe am Überschussschlamm: 60 %

C Endogen zerfallene Biomasse: 100 %

D Nichtabbaubarer Anteil des endogenen Zerfalls: 20 %

E Gesamte heterotrophe Biomasse im System: 100 %

$F_T$  Temperaturfaktor der endogenen Atmung:  $1,072^{(T-15)}$

$Y_H$  Ertragskoeffizient  $\sigma_{TS}/BSB_5$  der heterotrophen Biomasse: 0,75 kg/kg

$b_H$  Endogene Absterberate der heterotrophen Biomasse:  $0,17 \text{ d}^{-1}$

Die Koeffizienten  $b_H$  und  $Y_H$  dieser Gleichung (Gl. 13) wurden aus Messdaten deutscher Klärwerke von Hartwig (1993) ermittelt. Die prognostizierte Überschussschlammproduktion  $\dot{U}_{S,d,C}$  für ein Belebungsbecken gemäß Berechnung mit den Standardangaben nach ATV-DVWK A 131 (2000) wird in Tabelle 4 zum Vergleich gezeigt. Wie in Tabelle 4 gezeigt, erhöht sich die Schlammproduktion bei Verdoppelung der Temperatur von 15 auf 30 °C um nur 5,5 %. Dies zeigt, dass die Schlammproduktion nur wenig von der Temperatur abhängt.

Tabelle 4: Schlammproduktion nach ATV-DVWK A 131 (2000) für einen Belebungsreaktor mit 1000 Einwohnerwerten

Abwassertemperatur in °C	Aerobes Mindestschlammalter in d	$\dot{U}_{S,d,C}$ in kg/d	Proz. Änderung zu 15 °C
10	10,0	67,4	-1,8
15	6,1	68,6	-
20	3,8	69,9	1,9
25	2,3	71,2	3,8
30	1,4	72,4	5,5

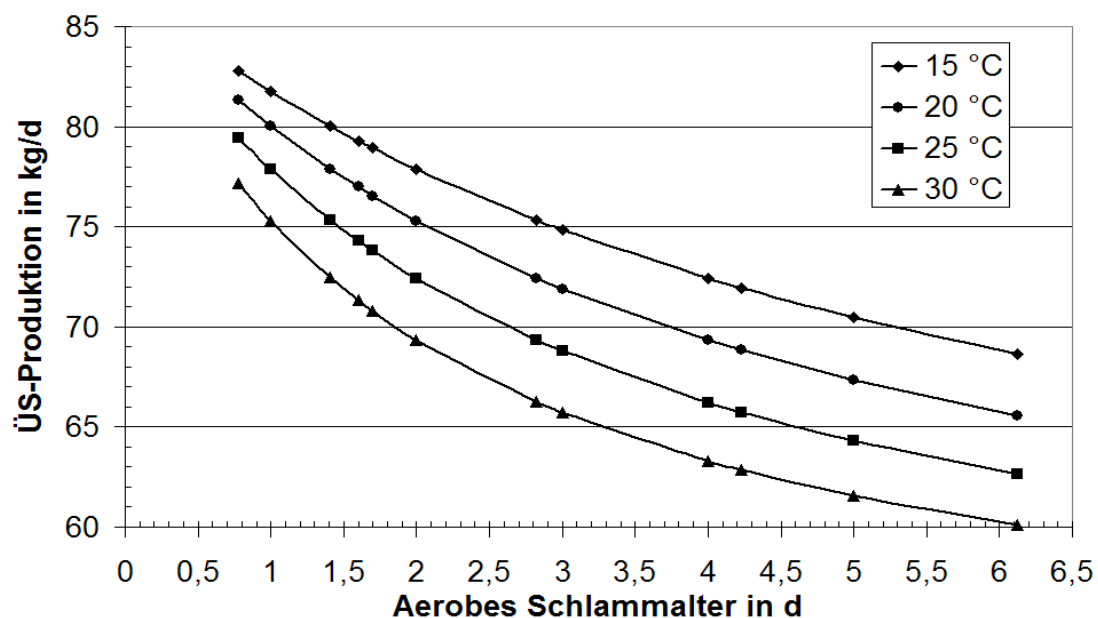


Bild 4: Schlammproduktion nach ATV-DVWK A 131 (2000) einer Belebungsanlage mit 1000 Einwohnerwerten in Abhängigkeit von der Temperatur und dem aeroben Schlammalter



Betrachtet man die Abhängigkeit der Schlammproduktion von Temperatur und Schlammalter für beide Parameter getrennt, so ergibt sich: Die Schlammproduktion nimmt sowohl mit steigendem Schlammalter als auch mit steigender Temperatur ab. Da aber mit steigender Temperatur ein kürzeres Schlammalter ausreicht, tritt ein ausgleichender Effekt ein und die Schlammproduktion ändert sich in der Bemessungsrechnung mit einer Veränderung der Temperatur nur wenig. Dies zeigen die berechneten prozentualen Änderungen in Tabelle 4.

### 4.3 Hochschulgruppenansatz HSG (1989), Deutschland

#### 4.3.1 Aerobes Mindestschlammalter

Der Hochschulgruppenansatz (HSG, 1989) zur Bemessung des Belebungsverfahrens wurde durch einen Erfahrungsaustausch von deutschsprachigen Hochschulen entwickelt. Die Hochschularbeitsgruppe griff die Erfahrungen der Water Reseach Commission WRC (1984) und weiterer Ansätze auf und übertrug sie auf deutsche Abwasserverhältnisse. Der Hochschulgruppenansatz wird im deutschsprachigen Raum häufig zu Vergleichsrechnungen herangezogen und ist in verschiedenen Programmen implementiert (z. B. DENIKA, ARA-BER). Aus diesem Grund wird er ebenfalls in dieser Arbeit vorgestellt.

$$\min t_{TS,NIT} = f' \frac{1}{\frac{\mu_{NIT,max}}{S} \cdot \frac{NH_4N_{e,Sp}}{k_N + NH_4N_{e,Sp}} \cdot f_{T,NIT} - b_{NIT} \cdot f_{T,b,NIT}} \quad \text{Gl. 15}$$

mit :

$\min t_{TS,NIT}$	Aerobes Mindestschlammalter in d
$f'$	Sicherheitsfaktor zur Berücksichtigung mangelhafter Sauerstoffversorgung, schwankender pH-Werte und Einflüsse toxischer Stoffe auf die nitrifizierende Biomasse; Standardwert: 1,25
$S$	Schwankungsfaktor der Stickstofffracht; 1,7 - 2,0; Standardwert: 2,0 oder gemäß einer Auswertung von Messreihen
$\mu_{NIT,max}$	Max. Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien; Standardwert: 0,52 d <sup>-1</sup>
$NH_4N_{e,Sp}$	Überwachungswert der Ammoniumstickstoffspitze im Ablauf; Standardwert: 1,0 mg/l
$k_N$	$NH_4$ -N Halbwertskonstante; Standardwert: 1,0 mg/l
$f_{T,NIT}$	Temperaturfaktor des Wachstums der nitrifizierenden Bakterien: $1,103^{(T-15)}$
$b_{NIT}$	Absterberate der nitrifizierenden Bakterien; Standardwert: 0,05 d <sup>-1</sup>
$f_{T,b,NIT}$	Temperaturfaktor der Absterberate der nitrifizierenden Bakterien; $1,09^{(T-15)}$

Die Bezugstemperatur des Hochschulgruppenansatzes beträgt 15 °C. Ein gültiger Temperaturbereich wird nicht angegeben. In einer Beispielrechnung werden Standardwerte zu den kinetischen Parametern angegeben, jedoch kein gültiger Wertebereich.

### 4.3.2 Schlammproduktion

Die Schlammproduktion wird durch eine Bilanz aus der Summe der heterotrophen, autotrophen und inerten Biomasse nach folgenden Gleichungen berechnet.

$$\ddot{U}S_R = \frac{X_H + X_A + X_I}{t_{TS,G}} \quad \text{Gl. 16}$$

$$X_H = \frac{Y_H \cdot \text{ETA} \cdot S_0 \cdot q_R \cdot t_{TS,G}}{1 + b_H \cdot 1,073^{(T-15)} \cdot t_{TS,G}} \quad \text{Gl. 17}$$

$$X_A = \frac{Y_A \cdot (N_{n,m} - [\text{NH}_4 - \text{N}]_{e,m}) \cdot q_R \cdot t_{TS,A}}{1 + b_A \cdot 1,09^{(T-15)} \cdot t_{TS,A}} \quad \text{Gl. 18}$$

$$X_I = f_P \cdot \text{TS}_0 \cdot q_R \cdot t_{TS,G} + f_I \cdot b_H \cdot 1,073^{(T-15)} \cdot X_H \cdot t_{TS,G} + f_I \cdot b_A \cdot 1,09^{(T-15)} \cdot X_A \cdot t_{TS,A} \quad \text{Gl. 19}$$

$$\frac{\ddot{U}S_R}{q_R} = \frac{X_H + X_A + X_I}{t_{TS,G} \cdot q_R} = P \quad \text{Gl. 20}$$

$$P = f_P \cdot \text{TS}_0 + \frac{(1 + f_I \cdot b_H \cdot 1,073^{(T-15)} \cdot t_{TS,G})}{(1 + b_H \cdot 1,073^{(T-15)} \cdot t_{TS,G})} \cdot Y_H \cdot \text{ETA} \cdot S_0 + \frac{(1 + f_I \cdot b_A \cdot 1,09^{(T-15)} \cdot t_{TS,A})}{(1 + b_A \cdot 1,09^{(T-15)} \cdot t_{TS,A})} \cdot Y_A \cdot (N_{n,m} - [\text{NH}_4 - \text{N}]_{e,m}) \quad \text{Gl. 21}$$

mit :

$\ddot{U}S_R$	Tägliche Überschussschlammproduktion in kg/(m <sup>3</sup> ·d)
$X_H$	Heterotrophe Biomassenkonzentration in kg/m <sup>3</sup>
$X_A$	Autotrophe Biomassenkonzentration in kg/m <sup>3</sup>
$X_I$	Inerte Biomassekonzentration in kg/m <sup>3</sup>
$t_{TS,A}$	Aerobes Schlammalter in d
$t_{TS,G}$	Gesamtschlammalter in d
$Y_H$	Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse; Standardwert: 0,6 kg/kg BM/BSB <sub>5eli</sub>

$Y_A$	Ertragskoeffizient der autotrophen Biomasse; Standardwert: 0,15 kg/kg BM/ $N_{\text{nitrifiziert}}$
ETA	BSB <sub>5</sub> -Abbaugrad im Belebungsbecken; Standardwert: 0,95
$S_0$	Mittlere BSB <sub>5</sub> -Konzentration im Zulauf des Belebungsreaktors in mg/l
$q_R$	Raumbeschickung in $\text{m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$
$b_H$	Absterberate der heterotrophen Biomasse; Standardwert: $0,08 \text{ d}^{-1}$
$b_A$	Absterberate der nitrifizierenden/ autotrophen Biomasse; Standardwert: $0,05 \text{ d}^{-1}$
$N_{n,m}$	Mittlere nitrifizierbare Stickstoffkonzentration im Zulauf des Belebungsreaktors in mg/l
$[\text{NH}_4\text{-N}]_{e,m}$	Ammoniumstickstoffkonzentration im Belebungsbecken in mg/l
$f_P$	Anteil der biologisch nicht abbaubaren Feststoffe im Zulauf des Belebungsbeckens; Standardwert: 0,6
$f_I$	Anteil der inerten Reste der abgestorbenen Biomasse; Standardwert: 0,1
$TS_0$	Feststoffkonzentration im Zulauf des Belebungsreaktors in mg/l
P	Hilfsgröße zur Berechnung der Schlammproduktion

Die Schlammproduktion nach HSG (1989) berücksichtigt mittels einer Funktion nach Arrhenius eine Abweichung der Abwassertemperatur vom Standardwert ( $15 \text{ }^\circ\text{C}$ ). Für die Beschreibung des Absterbens der heterotrophen und der autotrophen Biomasse werden zwei unterschiedliche Temperaturfaktoren verwendet. Der gesamte tägliche Überschussschlammanfall setzt sich hauptsächlich aus der heterotrophen Biomasse und den zufließenden Feststoffen zusammen. Der Anteil der autotrophen Biomasse an der Schlammproduktion aus dem Wachstum ist eher gering. Da der Parameter  $q_R$  nach HSG (1989) iterativ bestimmt wird, wird die tägliche Schlammproduktion in dieser Arbeit mittels der Hilfsgröße P (Gl. 20 und Gl. 21) berechnet.

Bild 5 zeigt die tägliche Schlammproduktion berechnet nach HSG (1989) für eine Beispielrechnung mit Abwassertemperaturen von  $15$  bis  $30 \text{ }^\circ\text{C}$ . Bei einem aeroben Schlammalter von weniger als zwei Tagen liegt die Differenz bei Verdoppelung der Temperatur von  $15$  auf  $30 \text{ }^\circ\text{C}$  im Mittel bei nur  $6 \%$ , bei einem Schlammalter von  $6$  Tagen jedoch bereits bei ca.  $12 \%$ . Der Einfluss der Temperatur ist somit vom aeroben Schlammalter abhängig. Er nimmt mit dem Schlammalter zu. Die Schlammproduktion nach HSG (1989) verhält sich bezüglich der Abhängigkeit von Temperatur und Schlammalter ähnlich wie die Schlammproduktion nach ATV-DVWK A 131 (2000), was Tabelle 5 zeigt.

Tabelle 5: Schlammproduktion gemäß HSG (1989) für einen Belebungsreaktor mit 1000 Einwohnerwerten für das aerobe Mindestschlammalter

Abwassertemperatur in °C	Aerobes Mindestschlammalter in d	ÜS <sub>d,C</sub> in kg/d	Proz. Änderung zu 15 °C
10	10,1	65,9	-1,6
15	6,1	67,0	-
20	3,7	68,0	1,5
25	2,2	69,0	3,1
30	1,4	69,6	3,8

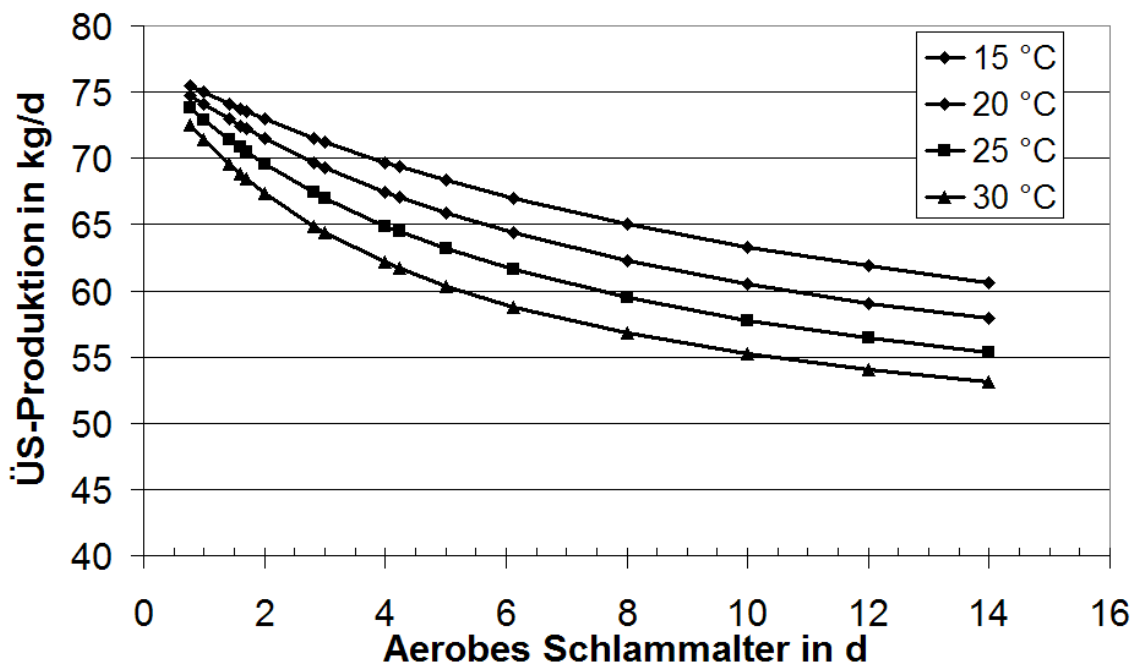


Bild 5: Schlammproduktion nach HSG (1989) einer Belebungsanlage mit 1000 Einwohnern in Abhängigkeit von der Temperatur und dem aeroben Schlammalter

#### 4.4 Degrémont (1991 und 2005), Frankreich

Die Bemessungsempfehlungen aus dem Handbuch „Memento technique de l'eau“ (1991 und 2005) der Firma Degrémont werden häufig in den französischsprachigen Regionen der Erde (z. B. ehemalige französische Kolonien) eingesetzt. In der neuesten Version von 2005 sind nur wenige Berechnungsgleichungen zur Bemessung von Belebungsanlagen aufgeführt. Die Bemessung wird zwar qualitativ erläutert, Bemessungshilfen werden dem Planer jedoch hauptsächlich nur in Form von

Grafiken und Tabellen gegeben. Ebenso fehlen Beispielrechnungen. Die Bemessung nach dem Degrémont Handbuch, wird deshalb anhand der Auflage von 1991 erläutert.

#### 4.4.1 Aerobes Mindestschlammalter

Gemäß dem Degrémont Handbuch aus dem Jahr 1991 wird das aerobe Mindestschlammalter ( $A_{\text{minimum}}$ ) nach Gl. 22 berechnet. Das aerobe Betriebsschlammalter ( $A$ ) lässt sich anhand einer Massenbilanz der Biomasse im Belebungsreaktor, der überschüssigen Biomasse und der endogen veratmeten Biomasse berechnen. Eine gesicherte Nitrifikation gilt als nachgewiesen, wenn das aerobe Betriebsschlammalter größer als das aerobe Mindestschlammalter ist.

$$A_{\text{minimum}} = 6,5 \cdot (0,914)^{(T-20)} \quad \text{Gl. 22}$$

$$A = \frac{X_V V}{a_m \text{BOD}_{5 \text{ removed}} - b X_V V} \quad \text{Gl. 23}$$

mit:

$A_{\text{minimum}}$	Aerobes Mindestschlammalter in d für eine gesicherte Nitrifikation
$A$	Aerobes Betriebsschlammalter in d
$T$	Abwassertemperatur in °C
$a_m \text{BOD}_{r \text{ removed}}$	Abgezogene Masse an Überschussschlamm in kg/d
$b X_V V$	Endogen veratmete Biomasse in kg/d
$X_V V$	Biomasse im Belebungsreaktor in kg

Im Degrémont Handbuch von 2005 wird das aerobe Betriebsschlammalter nach Gl. 23 unter Vernachlässigung der endogen veratmeten Biomasse bestimmt. Das aerobe Mindestschlammalter wird nur noch als Grafik im Vergleich mit dem aeroben Betriebsschlammalter aufgeführt. Beide aerobe Mindestschlammalter gelten für einen pH-Wert von 7,2 bis 8,0.

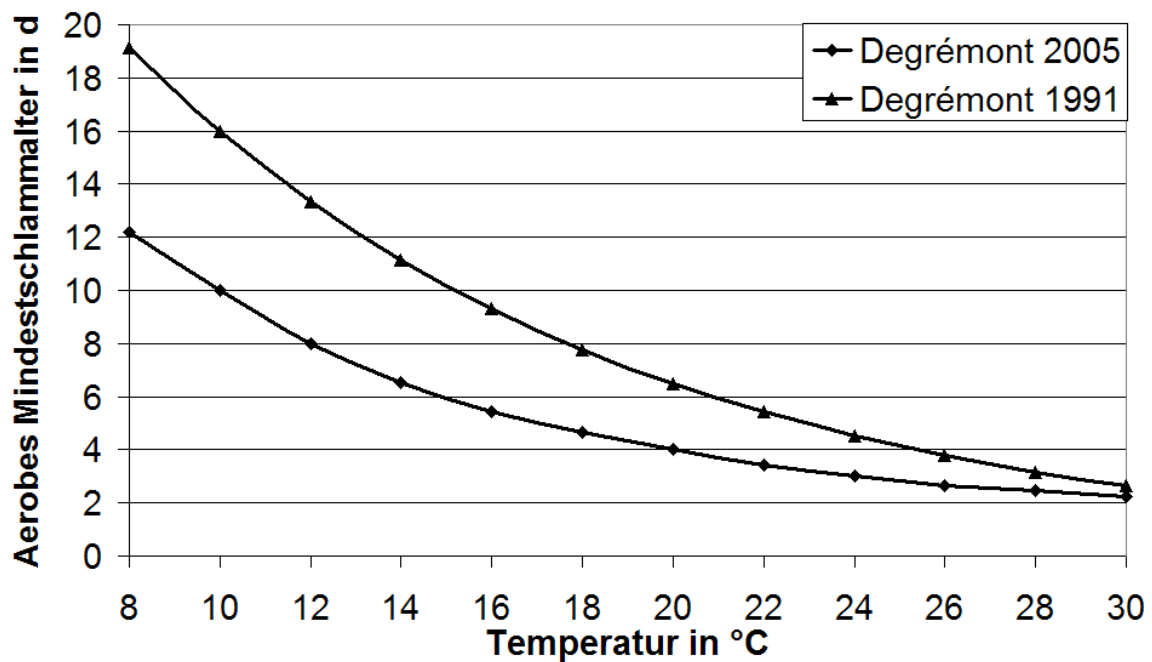


Bild 6: Aerobes Mindestschlammalter für die Nitrifikation gemäß den Degrémont Handbüchern von 1991 und 2005 im Vergleich

In den Handbüchern wird nur in einer Grafik auf einen gültigen Temperaturbereich hingewiesen. Als untere Temperatur, bei der eine Nitrifikation noch möglich ist, werden 8 °C genannt. Die obere Grenze von 30 °C kann aus Grafiken zum aeroben Mindestschlammalter abgelesen werden.

#### 4.4.2 Schlammproduktion

Die Schlammproduktion wird auf Basis des  $BSB_5$  berechnet. Sie ergibt sich aus der abgebauten  $BSB_5$ -Fracht und der absterbenden abbaubaren Biomasse.

$$\text{Biomasse produite} = a_m \text{BOD}_5 - b \cdot \text{Masse de MV}$$

Gl. 24

mit:

Biomasse produite	Schlammproduktion in kg/d
$a_m$	Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse; Standardwert: 0,6 kg/kg
$BOD_5$	Tägliche $BSB_5$ Zulaufkraft in kg/d
$b$	Endogene Absterberate; Standardwert: 0,05 (kg/d)/kg
Masse de MV	Organische Trockensubstanz im Belebungsreaktor in kg

Im Handbuch von 2005 ist eine Grafik (Bild 7) für eine überschlägige Bemessung angegeben. Hierbei wird die spezifische Schlammproduktion (kg/kg TS/BSB<sub>5</sub>) auf die Schlammbelastung des Belebungsreaktors bezogen.

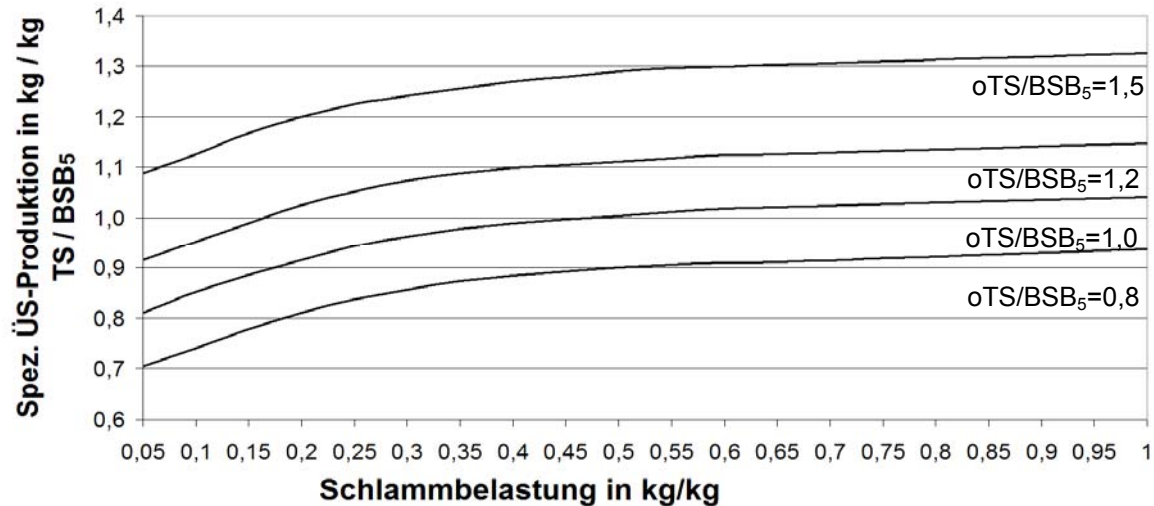


Bild 7: Spezifische Schlammproduktion bei 15 °C als Funktion der Schlammbelastung und des Verhältnisses von organischer Trockensubstanz zu BSB<sub>5</sub> im Zulauf des Belebungsreaktors (nach Degrémont, 2005)

Das Degrémont Handbuch von 2005 weist darauf hin, dass sich die Schlammproduktion nicht nur aus dem Kohlenstoffabbau, sondern auch aus dem Wachstum der autotrophen Biomasse, dem Wachstum der Biomasse aus biologischer Phosphatelimination und der Zugabe von Fällmitteln zusammensetzt. Eine Angabe, in welcher Form diese Anteile zu berücksichtigen sind, erfolgt jedoch nicht.

## 4.5 Ichimura et al. (1994), Japan

### 4.5.1 Aerobes Mindestschlammalter

Die japanische Empfehlung zur Bemessung des aeroben Schlammalters wurde aus einer Sammlung von Zulauf- und Ablaufdaten diverser japanischer Pilot- und Kläranlagen mit dem Ziel der vollständigen Stickstoffentfernung hergeleitet (Bild 8). Die Empfehlung erfolgte durch das japanische Advanced Wastewater Treatment Committee (Ichimura et al., 1994).

$$\min t_{TS,NIT} = 20,6 \cdot e^{(-0,0627 \cdot T)}$$

Gl. 25

mit:

min  $t_{TS,NIT}$  Aerobes Mindestschlammalter in d  
 T Abwassertemperatur in °C

Zur Bezugstemperatur und zum gültigen Temperaturbereich der Gleichung werden keine Aussagen getroffen, obwohl auf die große Bedeutung der Abwassertemperatur für eine funktionierende Nitrifikation hingewiesen wird.

Bild 8 zeigt das Schlammalter, die Abwassertemperatur und den erreichten Nitrifikationsgrad der untersuchten Kläranlagen. Im Temperaturbereich oberhalb von 26 °C sind Daten von 20 Belebungsanlagen mit einem aeroben Schlammalter von mehr als 3,9 Tagen und einer Nitrifikationsleistung von über 80 % ausgewiesen. Jedoch haben 19 dieser Kläranlagen ein aerobes Schlammalter von sechs oder mehr Tagen. Ichimura et al. (1994) geben keine Informationen über die Größe kinetischer Parameter bei der Bestimmung des aeroben Schlammalters. Der Ansatz von Ichimura et al. (1994) ist ein rein empirischer Ansatz, der aufgrund einer Regressionsgeraden aus aufgetragenen Betriebsdaten ermittelt wurde.

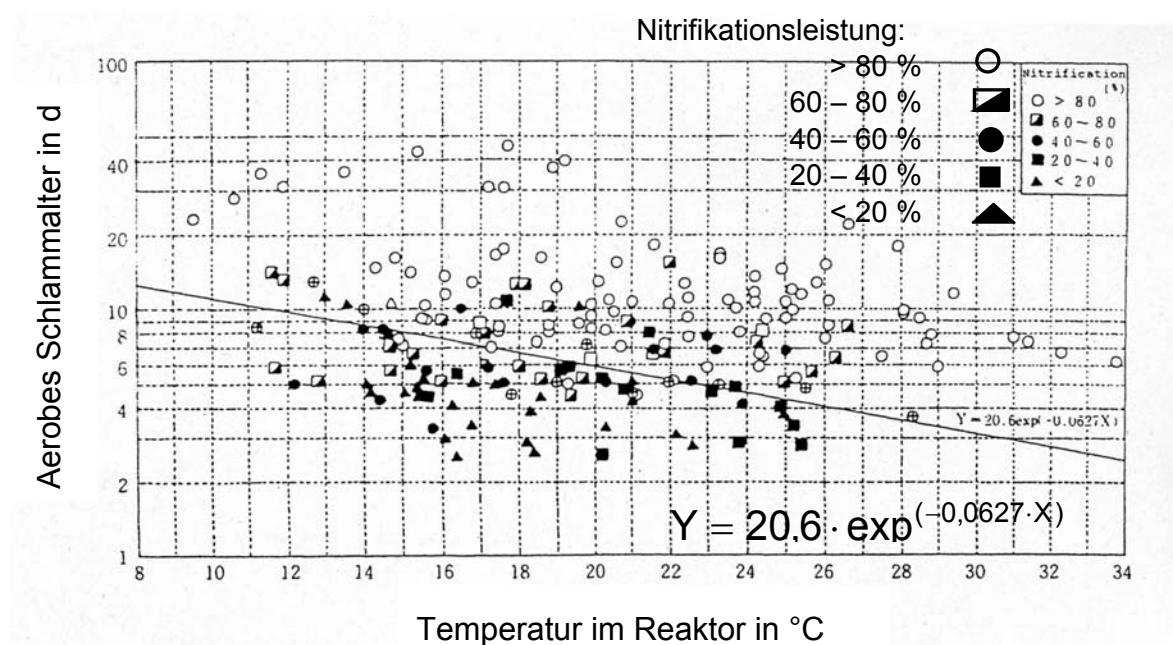


Bild 8: Aerobes Schlammalter, Abwassertemperatur und Reinigungsleistung japanischer Kläranlagen (nach Ichimura et al., 1994)



#### 4.5.2 Schlammproduktion

Die Herleitung der Schlammproduktion nach Ichimura et al. (1994) berücksichtigt nicht die Abwassertemperatur. Ichimura et al. (1994) weisen darauf hin, dass die Faktoren  $a$ ,  $b$  und  $c$ , die den Ertragsgewinn und die Absterberate der Biomasse beschreiben, temperaturabhängig sind ohne jedoch hierauf näher einzugehen.

$$Q_W \cdot X_W = (a \cdot S_{CS} + b \cdot S_{SS} - c \cdot \text{AHRT} \cdot X_A) \cdot Q \quad \text{Gl. 26}$$

$$\text{AHRT} = \frac{\text{SRT} \cdot (a \cdot S_{CS} + b \cdot S_{SS})}{(1 + c \cdot \text{SRT}) \cdot X_A} \quad \text{Gl. 27}$$

mit:

$Q_W$	Schlammmenge in $\text{m}^3/\text{d}$
$X_W$	Trockensubstanzgehalt des Schlammes in $\text{mg/l}$
$S_{CS}$	Gelöster BSB <sub>5</sub> im Zulauf in $\text{mg/l}$
$S_{SS}$	Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe im Zulauf in $\text{mg/l}$
$Q$	Zufluss zum Belebungsreaktor in $\text{m}^3/\text{d}$
$a$	Ertragskoeffizient der Biomasse aus dem gelösten BSB <sub>5</sub> ; 0,5 - 0,6
$b$	Ertragskoeffizient der Biomasse aus den suspendierten Feststoffen; 0,9 - 1,0
$c$	Absterberate der Biomasse in $\text{d}^{-1}$ 0,025 - 0,035
AHRT	Hydraulische Aufenthaltszeit im aeroben Belebungsreaktor in $\text{d}$
$X_A$	Trockensubstanzgehalt im Belebungsreaktor in $\text{g/l}$

Ichimura et al. (1994) sprechen keine Empfehlung in Form eines Standardwertes für die Koeffizienten  $a$ ,  $b$  und  $c$  aus. Deshalb werden für die Vergleichsrechnung der Bemessungsempfehlung und für den Vergleich mit den Messwerten der Versuchsanlage Ölbachtal (s. Kap. 5) die Mittelwerte der empfohlenen Wertebereiche der Koeffizienten herangezogen.

Bild 9 zeigt die berechnete Schlammproduktion pro Tag in Abhängigkeit vom aeroben Schlammalter nach der Bemessungsempfehlung von Ichimura et. al (1994).

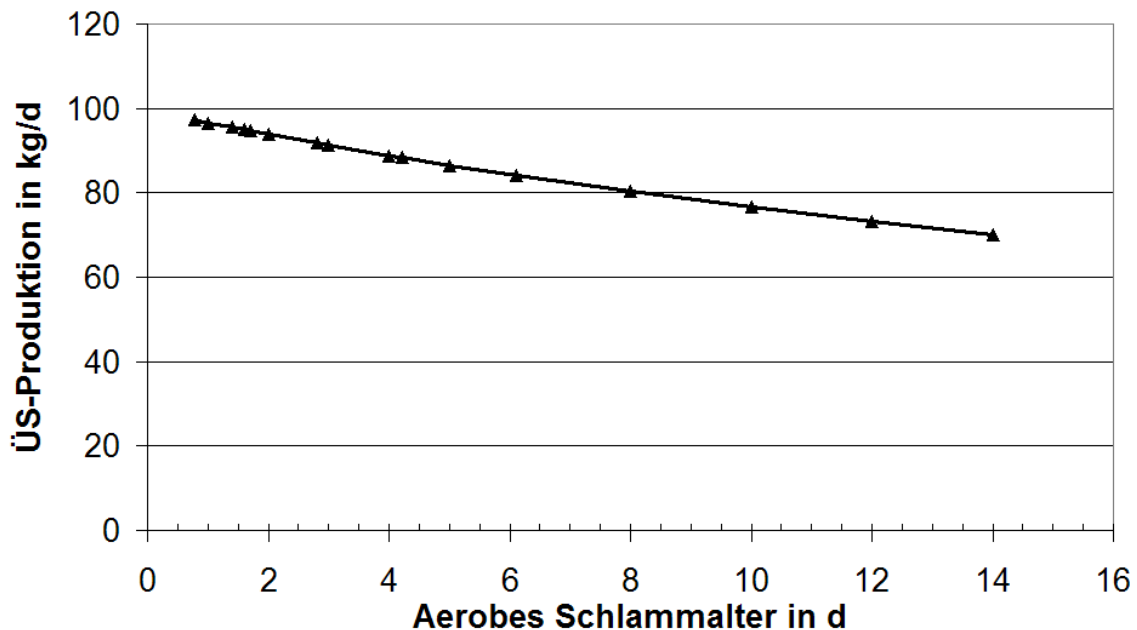


Bild 9: Tägliche Schlammproduktion nach Ichimura et. al (1994) für eine Belebungsanlage mit 1000 Einwohnern in Abhängigkeit vom aeroben Schlammalter

## 4.6 Water Research Commission (1984), Südafrika

### 4.6.1 Aerobes Mindestschlammalter

Einer der älteren Bemessungsansätze zur vollständigen Stickstoffelimination ist der Ansatz der Water Research Commission (WRC) aus dem Jahre 1984. Der Ansatz verwendet die Monod-Kinetik. Das aerobe Mindestschlammalter  $R_{SM}$  ist die wichtigste Bemessungsgröße einer gesicherten Nitrifikation. Das tatsächliche aerobe Schlammalter  $R_S$  einer Belebungsanlage sollte größer als das aerobe Mindestschlammalter gewählt werden, damit von einer gesicherten Nitrifikation gesprochen werden kann (WRC, 1984).

Die Bemessungsempfehlung der WRC (1984) ist wie ein Baukasten aufgebaut, aus dem die erforderlichen Bemessungsbausteine auszuwählen sind. Ausgehend von einer Grundgleichung (Gl. 28) ist diese je nach vorliegenden Bedingungen anzupassen.

$$R_{SM} = \frac{SF}{\mu_{nmT} \frac{N_a}{k_{nT} + N_a} - b_{nT}} \quad \text{Gl. 28}$$

mit:

$R_{SM}$	Aerobes Mindestschlammalter in d
$\mu_{nmT}$	Max. spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien; 0,33 - 0,60; Standardwert: 0,36 d <sup>-1</sup> bei 20 °C
$k_{nT}$	Halbwertskonstante; Standardwert: 1 mg/l
$b_{nT}$	Absterberate der nitrifizierenden Biomasse; Standardwert: 0,04 d <sup>-1</sup> bei 20 °C
$N_a$	Zu erreichende Ammoniumstickstoffkonzentration im Ablauf; Standardwert: 2,0 mg/l
SF	Sicherheitsfaktor; 1,25 - 1,35; Standardwert: 1,3

Der Ansatz nach WRC (1984) berücksichtigt die Temperatur, den pH-Wert, die unbelüfteten oder die schlecht belüfteten Zonen im Nitrifikationsreaktor und die Konzentration an gelöstem Sauerstoff im Nitrifikationsreaktor.

### Temperatur

Der Einfluss der Temperatur wird nach dem Ansatz von Arrhenius abgebildet. Für die kinetischen Parameter gelten folgende Werte:

$$\mu_{nmT} = \mu_{nm20} \cdot 1,123^{(T-20)} \quad \text{Gl. 29}$$

$$k_{nT} = k_{n20} \cdot 1,123^{(T-20)} \quad \text{Gl. 30}$$

$$b_{nT} = b_{n20} \cdot 1,029^{(T-20)} \quad \text{Gl. 31}$$

mit:

$\mu_{nm20}$	Max. spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien in d <sup>-1</sup> bei 20 °C; Standardwert: 0,36 d <sup>-1</sup>
$k_{n20}$	Halbwertskonstante der nitrifizierenden Biomasse bei 20 °C; Standardwert: 1,0 mg/l
$b_{n20}$	Max. spezifische Absterberate der nitrifizierenden Biomasse bei 20 °C; Standardwert: 0,04 d <sup>-1</sup>

Über einen gültigen Temperaturbereich der Gleichung zur Bestimmung des aeroben Mindestschlammalters wird in WRC (1984) jedoch keine Angabe gemacht.

## pH-Wert

Das Wachstum der nitrifizierenden Bakterien reagiert sensibel auf Veränderungen des pH-Wertes. Der optimale pH-Wert für eine unbeeinflusste Nitrifikation und eine konstante spezifische Wachstumsrate liegt zwischen 7,2 und 8,5. Für einen pH-Wert unter 7,2 wird deshalb eine Verringerung der spezifischen Wachstumsrate und der Halbwertskonstante nach WRC (1984) vorgenommen.

$$\mu_{\text{nmpH}} = \mu_{\text{n7,2}} \theta_{\text{ns}}^{(\text{pH}-7,2)} \quad \text{Gl. 32}$$

$$k_{\text{nmpH}} = k_{\text{n7,2}} \theta_{\text{ns}}^{(\text{pH}-7,2)} \quad \text{Gl. 33}$$

mit:

$\mu_{\text{nmpH}}$	Spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse in $\text{d}^{-1}$ , angepasst an den pH-Wert
$\mu_{\text{n7,2}}$	Max. spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien in $\text{d}^{-1}$ bei pH 7,2 und $20\text{ }^{\circ}\text{C}$
$k_{\text{nmpH}}$	Halbwertskonstante der nitrifizierenden Biomasse, angepasst an den pH-Wert
$k_{\text{n7,2}}$	Halbwertskonstante der nitrifizierenden Biomasse bei pH 7,2 und $20\text{ }^{\circ}\text{C}$
$\theta_{\text{ns}}$	pH-Wert Empfindlichkeitskoeffizient; Standardwert: 2,35

## Unbelüftete oder schlecht belüftete Zonen

Die unbelüfteten oder schlecht belüfteten Zonen werden durch einen Anteil  $f_{\text{xt}}$  in die Berechnung des aeroben Schlammalters einbezogen. Der Faktor bestimmt sich aus dem Anteil des unbelüfteten/ schlecht belüfteten Volumens am Gesamtvolumen. Bei der Berechnung des Gesamtschlammalters wird in diesem Anteil auch das Volumen der Denitrifikation berücksichtigt. Der Faktor  $f_{\text{xt}}$  wird nur auf die spezifische Wachstumsgeschwindigkeit angewendet (Gl. 35), da davon ausgegangen wird, dass das Wachstum der nitrifizierenden Bakterien nur in belüfteten Zonen stattfindet, und das Absterben auch in unbelüfteten/ schlecht belüfteten Zonen erfolgt.

## Konzentration an gelöstem Sauerstoff in der Nitrifikation

Die Konzentration an gelöstem Sauerstoff in  $\text{mg/l}$  wird über einen weiteren Monod-Term in die Berechnung der spezifischen Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien einbezogen.

$$\mu_{no} = \mu_{nmo} \frac{O}{k_o + O} \quad \text{Gl. 34}$$

mit:

$\mu_{no}$	Wachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse in $d^{-1}$ , bei Berücksichtigung der Sauerstoffkonzentration
$\mu_{nmo}$	Maximale spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien in $d^{-1}$
$k_o$	Halbwertskonstante für Sauerstoff; Standardwert: 1,0 mg/l
$O$	Sauerstoffkonzentration im Belebungsreaktor in mg/l

In der deutschsprachigen Literatur findet sich vielfach eine spezielle Darstellung der Formel für das aerobe Schlammalter nach WRC (1984). Bei diesen Darstellungen (z. B. Scheer, 1998) werden die Randbedingungen, die die WRC aufzeigt, in eine Formel integriert. Die WRC fordert jedoch nicht die gleichzeitige Berücksichtigung aller Terme, sondern es müssen nur diejenigen berücksichtigt werden, die im Einzelfall relevant sind.

$$R_{sm} = \frac{SF}{(1 - f_{xT}) \cdot \mu_{nmT} \cdot \mu_{nmpH} \cdot \mu_{no} \cdot \frac{N_a}{k_{nT} \cdot k_{nmpH} + N_a} - b_{nT}} \quad \text{Gl. 35}$$

#### 4.6.2 Schlammproduktion

Die Bestimmung der Schlammproduktion nach WRC (1984) basiert auf der heterotrophen Biomasse im Belebungsbecken, der autotrophen Biomasse und den inerten Feststoffen. Die heterotrophe Biomasse wird aus den flüchtigen suspendierten Stoffen ( $M(X_V)$ ) berechnet.

$$M(\Delta X_t) = \frac{M(X_t)}{R_S} \quad \text{Gl. 36}$$

$$M(X_t) = \frac{M(X_V)}{f_i} \quad \text{Gl. 37}$$

$$\frac{M(\Delta X_t)}{M(S_{ii})} = \frac{1}{f_i} \left( \frac{(1 - f_{up} - f_{us}) Y_h}{(1 + b_h R_S)} (1 + f b_h R_S) + \frac{f_{up}}{f_{cv}} \right) \quad \text{Gl. 38}$$

$$b_h = b_{h,20} \cdot 1,029^{(T-20)}$$

Gl. 39

mit:

$M(\Delta X_t)$	Prod. heterotrophe Schlammmasse pro Tag in mg/d
$M(X_t)$	Heterotrophe Schlammmasse im Belebungsbecken in mg
$M(S_{ti})$	Gesamte CSB-Fracht im Zulauf zum Belebungsbecken mg/d
$M(X_v)$	Gesamte suspendierte heterotrophe Biomasse in mg
$R_S$	Aerobes Schlammalter im Betrieb bzw. für die Bemessung gewählt in d
$f_i$	Anteil der flüchtigen suspendierten Feststoffe zu den gesamten suspendierten Feststoffen im belebten Schlamm; Standardwert: 0,83
$f_{up}$	Nicht abbaubarer partikulärer Anteil des CSB; Standardwert: 0,04
$f_{us}$	Nicht abbaubarer löslicher Anteil des gesamten CSB; Standardwert: 0,08
$f$	Nicht abbaubarer Anteil an der aktiven Biomasse; Standardwert: 0,2
$f_{CV}$	Anteil des CSB zur flüchtigen suspendierten Biomasse; Standardwert 1,48 mg/mg als CSB/VSS
$b_h$	Endogene Absterberate der heterotrophen Biomasse bei Bemessungstemperatur in $d^{-1}$
$b_{h,20}$	Endogene Absterberate der heterotrophen Biomasse bei 20 °C; Standardwert: 0,24 $d^{-1}$
$R_S$	Schlammalter in d
$Y_h$	Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse VSS/COD; Standardwert: 1,0 mg/mg

Der Faktor  $f_i$  ist der Anteil der flüchtigen suspendierten Stoffe (MLVSS) an den gesamten suspendierten Stoffen (MLSS) im belebten Schlamm (Gl. 37).

$$M(\Delta X_t)_{ges} = M(\Delta X_t) + M(\Delta X_n) \quad \text{Gl. 40}$$

$$M(\Delta X_n) = \frac{Y_n \cdot R_S \cdot M(N_e)}{1 + b_{nT} \cdot R_S} \quad \text{Gl. 41}$$

mit:

$M(\Delta X_t)_{ges}$	Prod. heterotrophe und autotrophe Schlammmasse in mg
$M(\Delta X_n)$	Autotrophe Schlammmasse im Belebungsbecken in mg
$M(N_e)$	Nitrifizierter Stickstoff in mg/d
$Y_n$	Ertragskoeffizient der nitrifizierenden Biomasse; Standardwert: 0,1 kg/kg bei 20 °C
$b_{nT}$	Absterberate der nitrifizierenden Biomasse; Standardwert: 0,04 $d^{-1}$

Eine Temperaturabhängigkeit des Schlammes ist durch die Temperaturabhängigkeit der endogenen Absterberate, der heterotrophen und autotrophen Biomasse und des aeroben Schlammalters gegeben.

Ein Temperaturanstieg um 10 °C von 20 °C auf 30 °C führt zu einer Reduktion von 7,0 % bei einem aeroben Schlammalter von vierzehn Tagen und sogar nur zu einer Reduktion von 5,5 % bei einem aeroben Schlammalter von 1,4 Tagen. Insgesamt ist der Temperatureinfluss auf die tägliche Schlammproduktion somit gering.

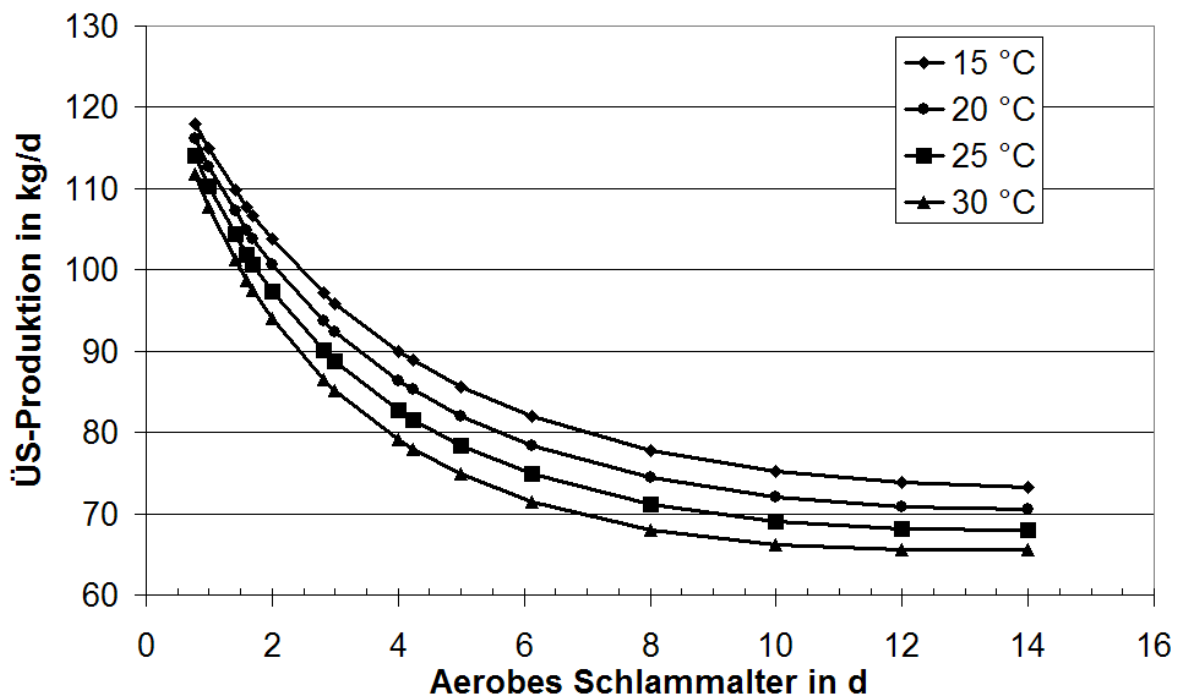


Bild 10: Schlammproduktion nach WRC (1984) für eine Belebungsanlage mit 1000 Einwohnern in Abhängigkeit von der Temperatur und vom aeroben Schlammalter

## 4.7 Sperling et al. (2005), Brasilien

### 4.7.1 Aerobes Mindestschlammalter

Die Berechnung des aeroben Mindestschlammalters bei Sperling et al. (2005) entspricht in Grundzügen dem südafrikanischen Bemessungsansatz der WRC (1984). Bei der Berechnung erfolgt neben der Berücksichtigung der Substratkonzentration eine Einbeziehung des pH-Werts und der Sauerstoffkonzentration.

Die Bezugstemperatur für den Temperaturkoeffizienten  $\theta$  liegt bei 20 °C. Zum Temperaturbereich wird angemerkt, dass die Arrheniusgleichung (Gl. 11) generell für den mesophilen Temperaturbereich von 4 bis 30 °C gültig ist. Des Weiteren

wird bei der Herleitung der Bemessungsansätze ein Verweis auf die Arbeiten von Arceivala (1981) sowie Barnes und Bliss (1983) gegeben, die in ihren Arbeiten von einer Nitrifikation in einem Temperaturbereich von 5 bis 45 °C sprechen. Gl. 42 zeigt die Darstellung zur Bestimmung des aeroben Mindestschlammalters ohne die Berücksichtigung von Sauerstoff und pH-Wert.

$$\theta_C = \frac{1}{\mu_{\max(20^\circ\text{C})} \cdot \theta^{(T-20)} \cdot \left( \frac{\text{NH}_4^+}{k_N + \text{NH}_4^+} \right) - k_d} \quad \text{Gl. 42}$$

mit

$\theta_C$	Aerobes Mindestschlammalter in d
$\mu_{\max}$	Spezifische maximale Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien bei 20°C; 0,3 - 0,7; Standardwert: 0,5 d <sup>-1</sup>
$k_N$	NH <sub>4</sub> -N Halbwertskonstante; 0,5 - 1,0; Standardwert: 1,0 mg/l
$\theta$	Temperaturkoeffizient; 1,08 - 1,13; Standardwert: 1,1
$k_d$	Absterberate; 0,04 - 0,12; Standardwert: 0,04 d <sup>-1</sup>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ammoniumstickstoffkonzentration; Standardwert: 2,0 mg/l
T	Abwassertemperatur in °C

Die NH<sub>4</sub>-N-Halbwertskonstante wird in den Bemessungsbeispielen nicht an andere Temperaturen angepasst, sondern nur als konstanter, temperaturunabhängiger Wert berücksichtigt.

Zur Auswahl der Bemessungstemperatur sollte das Monatsmittel des kältesten Monats ausgewählt werden. Sperling (2007) vertritt jedoch die Auffassung, dass die Abwassertemperatur in warmen Klimazonen eine eher untergeordnete Rolle bei der Anlagenbemessung spielt.

Nach Sperling et al. (2005) liegt das typische Schlammalter in einer Belebungsanlage mit Stickstoffentfernung zwischen 4 und 10 Tagen. Bei aerober Stabilisierung werden 18 bis 30 Tage empfohlen.

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass sich die Bemessungsempfehlung zum aeroben Schlammalter von Sperling et al. (2005) offensichtlich an WRC (1984) und EPA (1993) anlehnt, wenngleich eigene kinetische Parameter vorgeschlagen werden.



#### 4.7.2 Schlammproduktion

Die Schlammproduktion wird auf Grundlage der BSB<sub>5</sub>- oder CSB-Fracht im Zulauf des Belebungsreaktors berechnet. Die Schlammproduktion ergibt sich aus dem Biomassenwachstum, dem Substratverbrauch und dem endogenen Zerfall der Biomasse. Zur Bemessung der Schlammproduktion wird die folgende Gleichung verwendet, die in Teilen und in abgewandelter Form auch bei den Bemessungsempfehlungen nach EPA (1993) und Tchobanoglous (2003) Anwendung findet:

$$P_{XV} = Y \cdot Q \cdot (S_0 - S) - k_d \cdot f_b \cdot X_V \cdot V \quad \text{Gl. 43}$$

$$f_b = \frac{f_{b'}}{1 + (1 - f_{b'}) \cdot k_d \cdot \theta_C} \quad \text{Gl. 44}$$

$$S = \frac{k_S \left( \left( \frac{1}{\theta_C} \right) + k_d \cdot f_b \right)}{\mu_{\max} - \left( \left( \frac{1}{\theta_C} \right) + k_d \cdot f_b \right)} \quad \text{Gl. 45}$$

mit:

Y	Ertragskoeffizient; 0,5 - 0,7; Standardwert: 0,7 g/g VSS/BSB <sub>5</sub>
Q	Zufluss zum Belebungsreaktor in m <sup>3</sup> /d
S <sub>0</sub>	BSB <sub>5</sub> oder CSB Konzentration im Zulauf zum Belebungsreaktor in mg/l
S	BSB <sub>5</sub> oder CSB Konzentration (gelöst) im Ablauf des Belebungsreaktors in mg/l nach Gl. 45
k <sub>d</sub>	Endogene Absterberate; 0,04 - 0,1; Standardwert: 0,09 d <sup>-1</sup>
f <sub>b'</sub>	Abbaubarer Anteil der produzierten biologisch verfügbaren Feststoffe; Standardwert: 0,8
f <sub>b</sub>	Abbaubarer Anteil der produzierten biologisch verfügbaren Feststoffe; 0,47 - 0,77; Standardwert: 0,72
X <sub>V</sub>	Trockensubstanzgehalt im Belebungsreaktor in mg/l
V	Volumen des Belebungsreaktors in m <sup>3</sup>
P <sub>XV</sub>	Produzierte Biomasse in g/d als VSS
P <sub>X</sub>	Produzierte Biomasse in g/d als SS
VSS/SS	Verhältnis der flüchtigen abbaubaren Stoffe zu den gesamten abbaubaren Stoffen; Standardwert 0,8
μ <sub>max</sub>	Max. Wachstumsrate der heterotrophen Biomasse; Standardwert: 2,0 d <sup>-1</sup>
k <sub>S</sub>	Halbwertskonstante der heterotrophen Biomasse in mg/l; Standardwert 60 mg/l

$$P_X = \frac{P_{XV}}{0,8} \quad \text{Gl. 46}$$

Die Abwassertemperatur wird bei der Bemessung der Schlammproduktion indirekt über das aerobe Schlammalter berücksichtigt. Für den eigentlich temperaturabhängigen Wert  $k_d$  wird keine Temperaturkorrektur durchgeführt. Rückfragen beim Autor (Sperling, 2007) ergaben, dass eine Temperaturkorrektur für  $k_d$  in Brasilien nicht erforderlich ist.

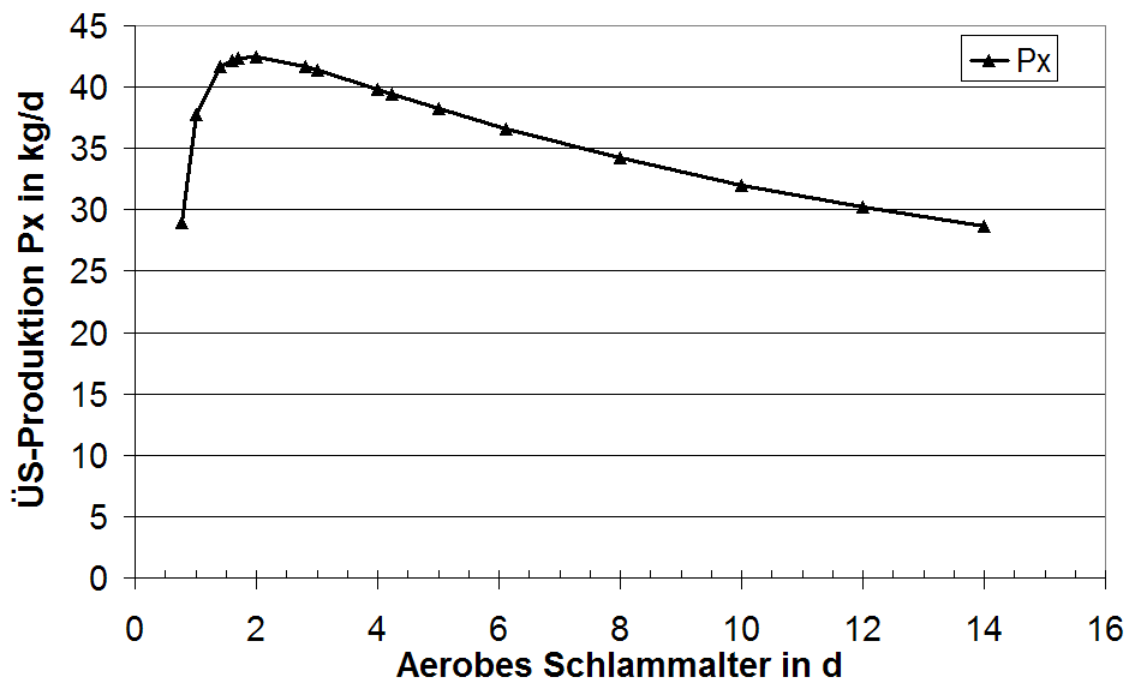


Bild 11: Schlammproduktion nach Sperling et al. (2005) für eine Belebungsanlage mit 1000 Einwohnern bezogen auf das aerobe Schlammalter

Für den rechnerischen Vergleich wurde der  $BSB_5$ -Ansatz gewählt. Bei einem aeroben Schlammalter von zwei Tagen liegt gemäß Sperling et al. (2005) das Maximum der Schlammproduktion bei 42 kg/d. Die Schlammproduktion nimmt mit steigendem aeroben Schlammalter fast linear um etwa 1,7 kg pro Tag ab. Unterhalb eines aeroben Schlammalters von zwei Tagen fällt die Überschussschlammproduktion rapide auf 29 kg/d ab.

## 4.8 Environmental Protection Agency EPA (1993), USA

### 4.8.1 Aerobes Mindestschlammalter

Im Handbuch der Environmental Protection Agency (EPA, 1993) wird bei der Bemessung des aeroben Mindestschlammalters zwischen den belüfteten (Complete-Mix und Plug-Flow) und den länger belüfteten Belebungsanlagen (Extended Aeration) unterschieden. Die Verfahren unterscheiden sich in der Höhe des aero-

ben Mindestschlammalters und der hydraulischen Verweilzeit des Abwassers. Bei gleichen Eingangsgrößen haben Reaktoren mit Langzeitbelüftung ein größeres aerobes Mindestschlammalter und eine größere hydraulische Verweilzeit (12 bis 48 h) als volldurchmischte oder längsdurchströmte Reaktoren ( $\leq 10$  h).

Der Unterschied in der Bemessung des aeroben Mindestschlammalters besteht in der Berücksichtigung eines Monod-Terms für gelösten Sauerstoff in der Bemessungsformel bei Anlagen mit Langzeitbelüftung. Bei Anlagen mit Langzeitbelüftung, deren Sauerstoffkonzentration unter 2 mg/l liegt, ist das aerobe Mindestschlammalter (Gl. 48) zu erhöhen.

Complete-Mix und Plug-Flow:

$$\theta_C = PF \cdot SF \cdot \frac{1}{\mu_N} = PF \cdot SF \cdot \frac{1}{\mu_{NIT,max} \cdot e^{0,098(T-15)} \cdot \frac{N}{k_N + N}} \quad \text{Gl. 47}$$

Extended aeration:

$$\theta_C = PF \cdot SF \cdot \frac{1}{\mu_N} = PF \cdot SF \cdot \frac{1}{\mu_{NIT,max} \cdot e^{0,098(T-15)} \cdot \frac{O_2}{k_{O_2} + O_2} \cdot \frac{N}{k_N + N}} \quad \text{Gl. 48}$$

mit:

$\theta_C$	Aerobes Mindestschlammalter in d
PF	Spitzenfaktor zur Berücksichtigung von Tagesspitzen der Zulaufkraft von Ammoniumstickstoff; Standardwert: 1,56
SF	Sicherheitsfaktor, abhängig von der Reinigungstechnologie (anerkannt und geprüft oder neu); 1,2 - 3,0; Standardwert: 2,0
$\mu_N$	Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien in $d^{-1}$
$\mu_{NIT,max}$	Max. Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien; 0,3 - 1,2; Standardwert: 0,47 $d^{-1}$
N	Ammoniumstickstoffkonzentration im Ablauf der Belebung; Standardwert: 2,0 mg/l
$k_N$	Halbwertskonstante der Ammoniumstickstoffaufnahme; 0,6 - 3,6; Standardwert: 1,0 mg/l
$O_2$	Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken; 0,5 - 2,0; Standardwert: 2,0 mg/l
$k_{O_2}$	Halbwertskonstante der Sauerstoffaufnahme; 0,5 - 2,0; Standardwert: 1,0 mg/l

Die Sicherung der Reinigungsleistung erfolgt mittels des Design-Faktors DF, der das Produkt aus einem Spitzenfaktor PF und einem Sicherheitsfaktors SF ist. Der Spitzenfaktor PF soll die Zulaufspitzen des Ammoniumstickstoffs einkalkulieren. PF ist verfahrensabhängig und beträgt für Verfahren mit suspendierter Biomasse 1,56 und für Festbettreaktoren 1,92. Der Faktor SF wird nach der verwendeten Reinigungstechnologie unterschieden. Ist die verwendete Reinigungstechnologie verfahrenstechnisch neu oder noch nicht nach dem Stand der Technik anerkannt, wird sicherheitshalber ein höherer Wert empfohlen. Übliche Werte für SF liegen zwischen 1,2 bis 3,0. In den Bemessungsbeispielen der EPA (1993) für Belebungsanlagen mit suspendierter Biomasse wird der Wert 2 als SF angesetzt.

Laut EPA (1993) sollte der Bemessung des aeroben Mindestschlammalters die Durchschnittstemperatur des kältesten Monats eines Jahres zugrunde liegen.

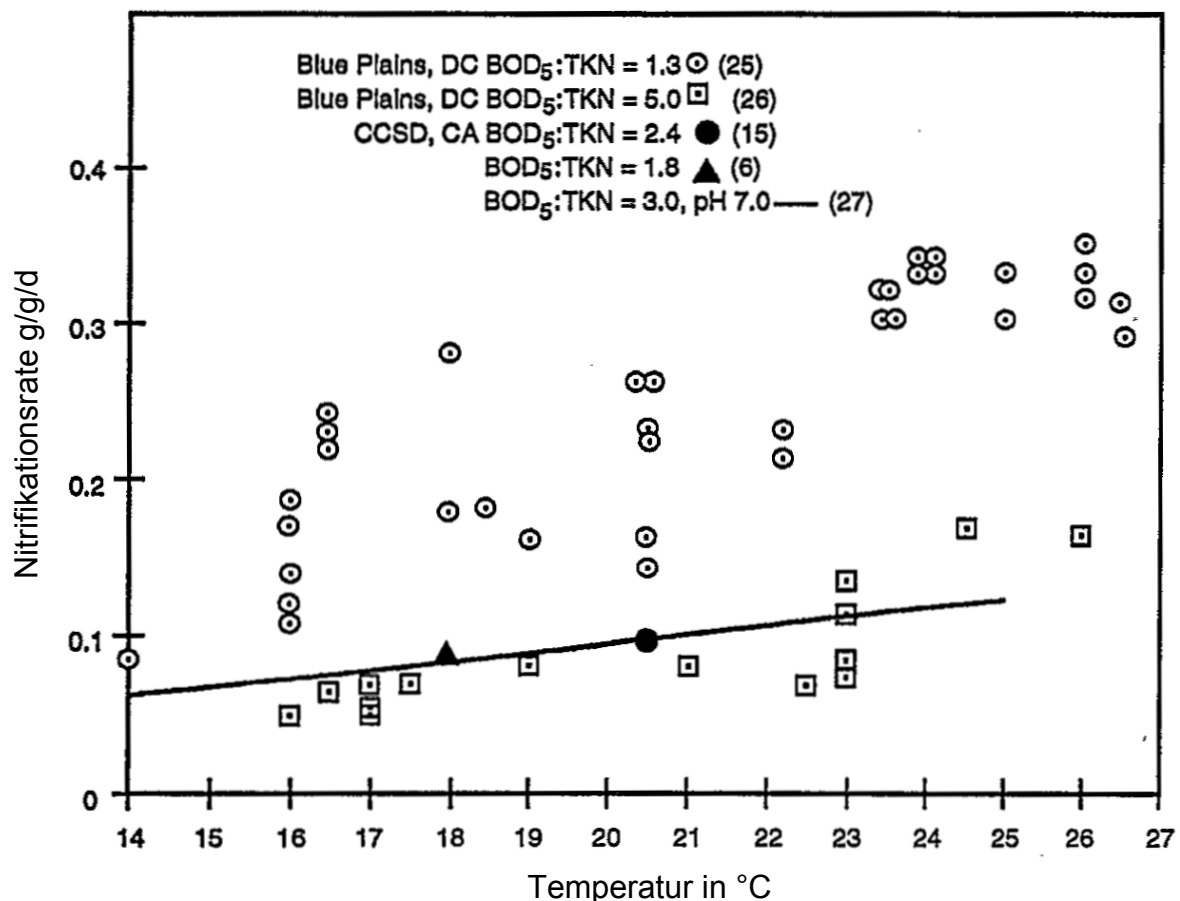


Bild 12: Variation der Nitrifikationsraten  $C_{\text{NH}_3\text{-N,ge}}/\text{MLVSS}$  amerikanischer Kläranlagen in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur (nach EPA, 1993)

Die Bezugstemperatur beider Gleichungen liegt bei 15 °C. Eine Definition des gültigen Temperaturbereiches der Gleichungen erfolgt nicht. Bild 12 aus EPA (1993)

zeigt jedoch einen Temperaturbereich von 14 bis 26,5 °C. Zu den dort gezeigten Nitrifikationsraten liegen allerdings keine Angaben zum aeroben Schlammalter vor. Ein präziser Vergleich der Nitrifikationsraten untereinander und mit den Ergebnissen dieser Arbeit (Kapitel 7) ist deshalb nicht möglich.

Der Temperaturkoeffizient gemäß Arrhenius wird in EPA (1993) als Exponent (0,098) mit der Basis e angegeben. Dies entspricht einem Wert von 1,103 und somit genau dem Wert, welcher auch von der ATV-DVWK A 131 (2000) zur Temperaturkorrektur in der Gleichung des aeroben Mindestschlammalters verwendet wird.

#### 4.8.2 Schlammproduktion

Das Handbuch der EPA (1993) stellt zwei verschiedene Ansätze zur Bestimmung der Schlammproduktion vor. Diese sind der so genannte „Klassische Ansatz“ und der Ansatz der International Association on Water Pollution Research and Control (EPA-IAWPRC in Henze, 1986). Beide Ansätze berechnen die Nettobiomassenproduktion  $Y_{\text{Net}}$ . Der Ansatz der EPA-IAWPRC bezieht den nicht abbaubaren Anteil der zufließenden Feststoffe und die absterbende Biomasse in die Berechnung der Nettobiomassenproduktion ein, was im klassischen Ansatz nicht der Fall ist. Der Ansatz der EPA-IAWPRC berechnet die Nettobiomassenproduktion ausschließlich aus dem CSB-Abbau. Demgegenüber ist beim klassischen Ansatz sowohl die Berechnung aus dem Abbau des  $BSB_5$  oder des CSB möglich.

Bild 14 zeigt eine Grafik aus EPA (1993) zur Schnellbemessung, die alle drei Berechnungen miteinander vergleicht.

Klassischer Ansatz:

$$Y_{\text{Net}} = \frac{Y(\Delta\text{Substrat})}{(1 + b\theta_C)} \quad \text{Gl. 49}$$

Ansatz der EPA-IAWPRC:

$$Y_{\text{Net}} = X_0 \cdot \text{SS} + \frac{Y(\Delta\text{Substrat})}{(1 + b\theta_C)} \cdot (1 + (1 - f_b) \cdot (b\theta_C)) \quad \text{Gl. 50}$$

jeweils mit:

$Y_{NET}$	Nettobiomassenproduktion in mg/l
$Y$	Klassischer Ansatz: Ertragskoeffizient der gesamten Biomassenproduktion aus dem gesamten zur Verfügung stehenden Substrat; Standardwerte: BSB <sub>5</sub> 0,7 mg/mg oder CSB 0,5 mg/mg EPA-IAWPRC Ansatz: Ertragskoeffizient der Biomasseproduktion aus biologisch abbaubarem Substrat; Standardwert: 0,45 mg/mg
$\Delta$ Substrat	Abgebautes Substrat, Differenz aus Zu- und Ablauf in mg/l
$b$	Absterberate; Standardwerte: BSB <sub>5</sub> 0,06 oder CSB 0,1 d <sup>-1</sup>
$\theta_c$	Aerobes Schlammalter in d
$f_b$	Biologisch abbaubarer Anteil der aktiven Biomasse
$X_0$	Nicht abgebauter Anteil der zufließenden biologisch abbaubaren Feststoffe; Standardwert: 0,3
SS	Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe im Zulauf zur Belebung in mg/l

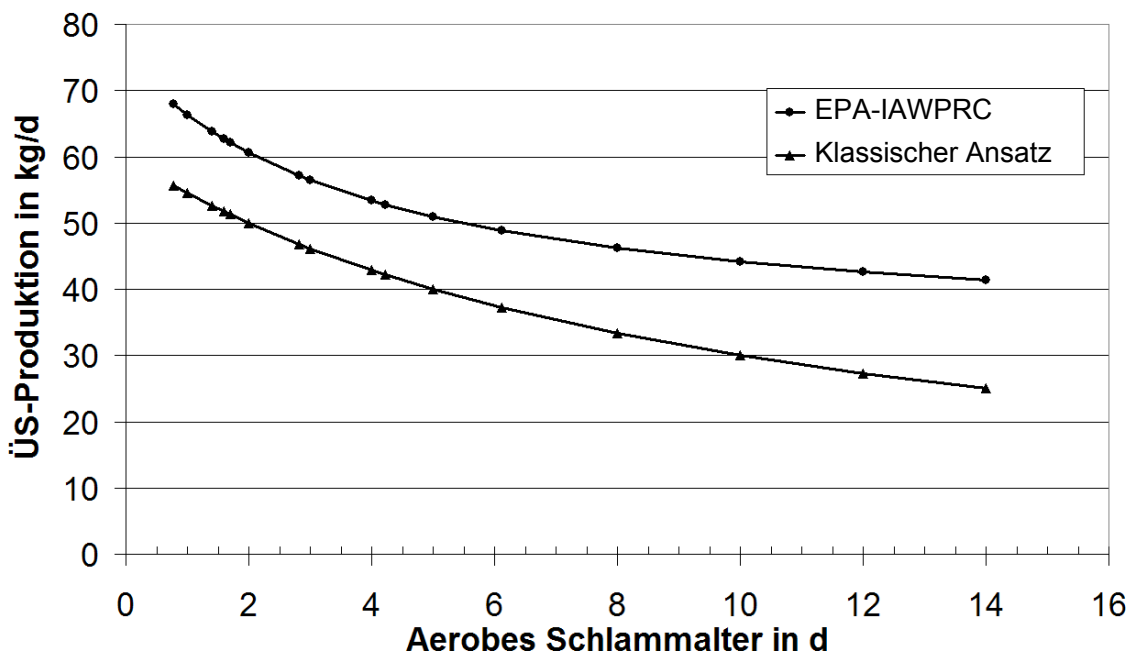


Bild 13: Schlammproduktion nach EPA (1993) für eine Belebungsanlage mit 1000 Einwohnern in Abhängigkeit vom aeroben Schlammalter (Klassischer Ansatz (CSB) und EPA-IAWRPC Ansatz)

Das Ergebnis des Ansatzes der EPA-IAWPRC liegt um ca. 21 (aerobes Schlammalter 2 Tage) bis ca. 66 % (aerobes Schlammalter 14 Tage) höher als das Ergebnis des klassischen Ansatzes. Dies liegt an der Addition der nicht abgebauten biologisch abbaubaren Feststoffe im Zulauf gegenüber der Berechnung des klassischen Ansatzes. Bild 14 aus EPA (1993) zeigt einen Vergleich der Berechnungsmöglichkeiten auf Grundlage des BSB<sub>5</sub> und des CSB.

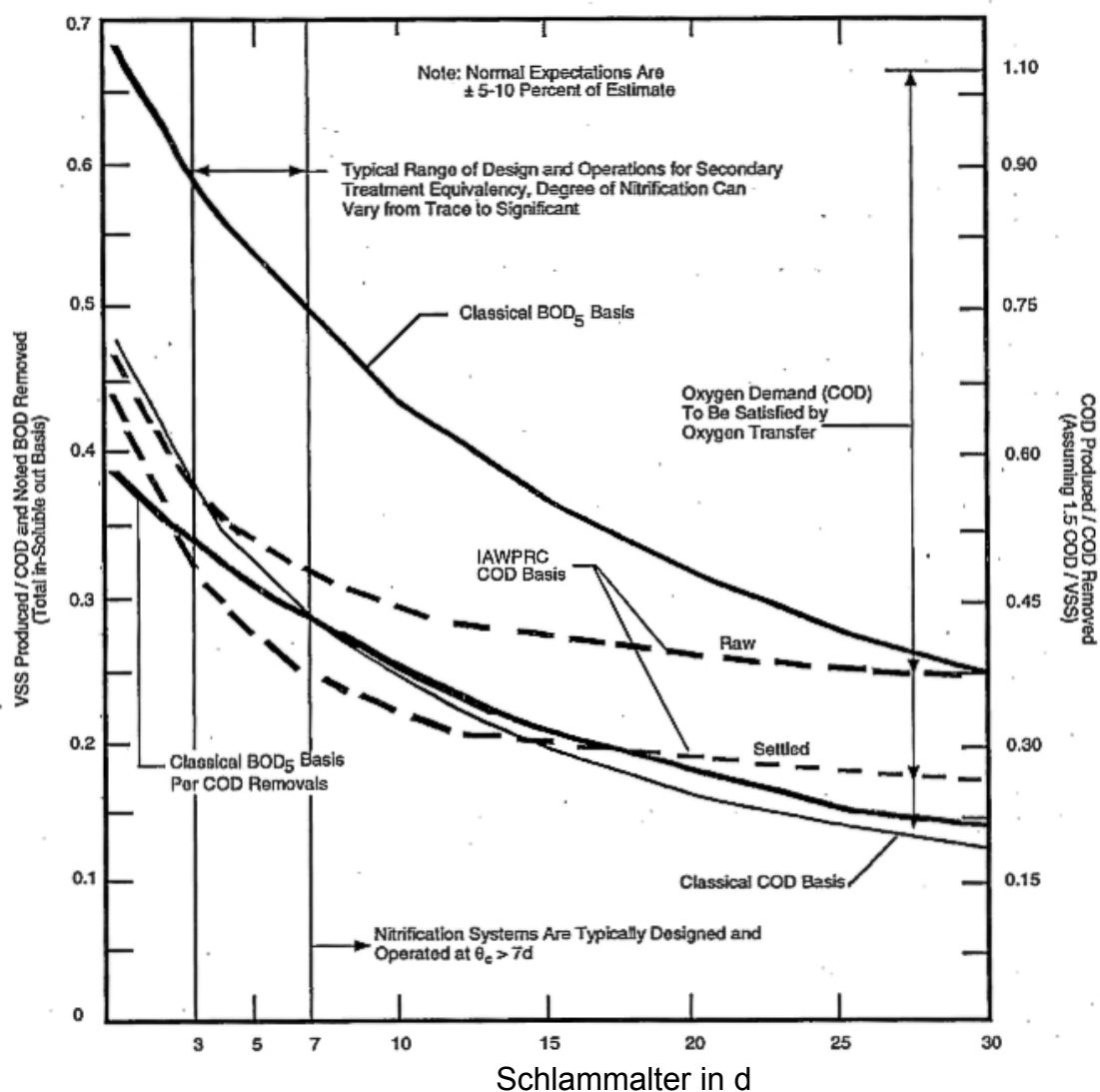


Bild 14: Zusammenhang zwischen Biomasseproduktion und Schlammalter (EPA, 1993)

## 4.9 Tchobanoglous (2003), USA

### 4.9.1 Aerobes Mindestschlammalter

Die Bemessung des aeroben Mindestschlammalters nach Tchobanoglous (2003) erfolgt ähnlich wie nach dem Ansatz der WRC (1984) mit der Ausnahme, dass eine Berücksichtigung des pH-Wertes nicht vorgesehen ist (Gl. 51). Mittels der Gleichung von Arrhenius wird bei einer Bezugstemperatur von 20 °C der Temperatureinfluss auf die maximale spezifische Wachstumsrate, die Halbwertskonstante und die Absterberate der nitrifizierenden Biomasse berücksichtigt. Eine Eingrenzung des gültigen Temperaturbereiches wird nicht genannt. Jedoch wird im Grundlagenkapitel „Estimation of Temperature Effects on Reaction Rates“ darauf hinge-

wiesen, dass die Gleichung von Arrhenius nur nahe der Bezugstemperatur gilt. In den mit angegebenen Rechenbeispielen zur Bemessung der Nitrifikation wird ausschließlich mit einer Abwassertemperatur von 12 °C gearbeitet.

$$\text{SRT} = \frac{\text{FS}}{\mu_n} = \frac{\text{FS}}{\left( \mu_{nm,20} \cdot \theta_{\mu n}^{(T-20)} \cdot \frac{N}{k_{N,20} \cdot \theta_{kn}^{(T-20)} + N} \right) \cdot \left( \frac{\text{DO}}{k_0 + \text{DO}} \right) - k_{dn,20} \cdot \theta_{kdn}^{(T-20)}} \quad \text{Gl. 51}$$

mit:

SRT	Aerobes Mindestschlammalter in d
FS	Sicherheitsfaktor der Stickstoffspitze; Standardwert: 1,5
$\mu_n$	Max. spezifische Nettowachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse in $\text{d}^{-1}$
$\mu_{nm}$	Max. spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse bei 20°C; 0,2 - 0,9; Standardwert: 0,75 $\text{d}^{-1}$
$k_N$	$\text{NH}_4\text{-N}$ Halbwertskonstante; 0,5 - 1,0; Standardwert 0,74 mg/l
DO	Konzentration an gelöstem Sauerstoff; Standardwert: 2,0 mg/l
N	Konzentration an Ammoniumstickstoff im Ablauf; Standardwert: 0,5 mg/l
$k_0$	Sauerstoffübergangskonstante $\text{O}_2$ ; 0,40 - 0,60; Standardwert: 0,5 mg/l
$k_{dn}$	Absterberate der nitrifizierenden Bakterien; 0,05 - 0,15; Standardwert: 0,08 $\text{d}^{-1}$
$\theta_{\mu n}$	Temperaturkoeffizient für das Wachstum der nitrifizierenden Biomasse; 1,06 - 1,123; Standardwert: 1,07
$\theta_{kdn}$	Temperaturkoeffizient des endogenen Zerfalls; 1,03 - 1,08; Standardwert: 1,04
$\theta_{kn}$	Temperaturkoeffizient der $\text{NH}_4\text{-N}$ Halbwertskonstante; 1,03 - 1,123; Standardwert: 1,053
T	Abwassertemperatur in °C

Ein weiterer Hinweis zur Temperatur erfolgt im Grundlagenkapitel zur Nitrifikation. Bei einer Abwassertemperatur von mehr als 28 °C ist neben der Kinetik der ammoniumoxidierenden Bakterien auch die Kinetik der nitritoxidierenden Bakterien zu berücksichtigen. Zu dieser Aussage werden jedoch keine weiteren Bemessungshinweise angegeben.

#### 4.9.2 Schlammproduktion

Zur Bemessung der täglichen Schlammproduktion wird von Tchobanoglous (2003) auf zwei Methoden verwiesen. Die erste Methode basiert auf der Messung des Schlammwachstums bei bestehenden Anlagen. Diese Variante sollte bei der Optimierung oder dem Umbau bestehender Anlagen angewendet werden. Sie wird im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter vorgestellt.



Bei der zweiten Methode wird die Schlammproduktion aus der rechnerischen Ermittlung des Biomassenwachstums bestimmt. Diese Berechnung (Gl. 52-61) wird in dieser Arbeit näher diskutiert, da bei einem Anlagenneubau regulär meist keine Messdaten zur Schlammproduktion zur Verfügung stehen. Die Berechnung basiert auf folgenden Anteilen: der heterotrophen Biomasse (A), den verbleibenden Reststoffen (B) nach Absterben und Zersetzung der heterotrophen Biomasse (s. g. Cell Debris), dem Biomassenwachstum der nitrifizierenden Biomasse (C) sowie auf der Summe aus nicht abbaubaren flüchtigen suspendierten Feststoffen (nbVSS) und dem inerten Anteil der gesamten suspendierten Feststoffe (iTSS) im Zulauf.

$$P_{X,TSS} = \frac{1}{0,85} (A + B + C) + Q(nbVSS + iTSS) \quad \text{Gl. 52}$$

$$A = \frac{QY(S_0 - S)}{1 + k_d \cdot SRT} \quad \text{Gl. 53}$$

$$B = \frac{f_d k_d QY(S_0 - S) \cdot SRT}{1 + k_d \cdot SRT} \quad \text{Gl. 54}$$

$$C = \frac{QY_n(NO_x)}{1 + k_{dn} \cdot SRT} \quad \text{Gl. 55}$$

$$k_d = k_{d,20} \theta^{(T-20)} \quad \text{Gl. 56}$$

$$S = \frac{K_S(1 + k_d \cdot SRT)}{SRT(\mu_m - k_d) - 1} \quad \text{Gl. 57}$$

mit:

Q	Zufluss in m <sup>3</sup> /d
Y	Ertragskoeffizient für den Kohlenstoffabbau; Standardwert: 0,4 g/g als VSS/bCOD
Y <sub>n</sub>	Ertragskoeffizient der nitrifizierenden Biomasse; Standardwert: 0,12 g/g
S <sub>0</sub>	bCOD Konzentration im Zufluss mg/l
S	Limitierende bCOD Konzentration im Reaktor mg/l, Berechnung gemäß Gleichung (Gl. 57)
θ	Temperaturkoeffizient für endogene Atmung; 1,04 für 20 ≤ T ≤ 30 °C und 1,12 für 10 ≤ T ≤ 20 °C
k <sub>d</sub>	Endogene Absterberate der heterotrophen Biomasse in d <sup>-1</sup>
k <sub>d,20</sub>	Endogene Absterberate der heterotrophen Biomasse in d <sup>-1</sup> bei 20 °C
f <sub>d</sub>	Anteil der Biomasse, welcher nach Zerfall verbleibt (Cell debris); 0,08 bis

	0,20; Standardwert: 0,15
NO <sub>x</sub>	Anteil des Kjeldahl-Stickstoffs, welcher zu Nitrat oxidiert wird; Standardwert: 80 %
iTSS	Inerte zufließende abfiltrierbare Stoffe: iTSS = TSS - VSS
nbVSS	Nicht biologisch abbaubare organische Feststoffe
k <sub>dn</sub>	Endogene Absterberate der autotrophen Biomasse in d <sup>-1</sup>
P <sub>X,TSS</sub>	Überschussschlammproduktion in kg/d
μ <sub>m</sub>	Spezifische Wachstumsrate der heterotrophen Biomasse
k <sub>S</sub>	Halbwertskonstante der Substratkonzentration: Standardwert 20 mg/l

Die Bestimmung der Schlammproduktion erfolgt aus dem biologisch abbaubaren CSB (bCOD). Nach Tchobanoglous kann der bCOD aus dem BSB<sub>5</sub> (BOD) und aus dem gesamten verfügbarem CSB (COD) nach den folgenden Gleichungen (Gl. 58; Gl. 59) bestimmt werden. Hieraus lässt sich ableiten, dass der biologisch abbaubare CSB der Differenz zwischen dem zulaufenden CSB und dem ablaufenden CSB und somit dem eliminierten CSB entspricht (Gl. 60; Gl. 61).

$$\text{COD} = \text{bCOD} + \text{nbCOD} \quad \text{Gl. 58}$$

$$\text{bCOD} = 1,6 \cdot \text{BOD} \quad \text{Gl. 59}$$

$$\text{nbCOD} = \text{snbCOD} + \text{pnbCOD} = \text{CSB}_{\text{Ab,NK}} \quad \text{Gl. 60}$$

$$\text{bCOD} = \text{CSB}_{\text{ZU}} - \text{CSB}_{\text{Ab,NK}} \quad \text{Gl. 61}$$

mit:

COD	Chemischer Sauerstoffbedarf
bCOD	Biologisch abbaubarer chemischer Sauerstoffbedarf
nbCOD	Nicht biologisch abbaubarer chemischer Sauerstoffbedarf
BOD	Biologischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen
snbCOD	Gelöster nicht biologisch abbaubarer chemischer Sauerstoffbedarf
pnbCOD	Partikulärer nicht biologisch abbaubarer chemischer Sauerstoffbedarf
CSB <sub>Ab,NK</sub>	Chemischer Sauerstoffbedarf im Ablauf der Nachklärung
CSB <sub>Zu</sub>	Chemischer Sauerstoffbedarf im Zulauf

Die Berechnung der Schlammproduktion nach den Gleichungen Gl. 52 bis Gl. 61 ist neben dem aeroben Schlammalter und der Temperatur von weiteren sechs kinetischen und drei spezifischen Abwasserparametern abhängig. Um die Einflussfaktoren dieser weiteren Parameter beispielhaft aufzuzeigen, wird für die Berech-

nung nach Tchobanoglous (2003) nachfolgend eine Sensitivanalyse durchgeführt. Für die Sensitivanalyse werden jeweils die minimal und maximal möglichen Werte nach Tchobanoglous (2003) bei einer Abwassertemperatur von 20 °C eingesetzt. Die sich ergebenden prozentualen Abweichungen der Schlammproduktion von der Standardlösung (alle Parameter gleich Standardwert) wird gegen das aerobe Schlammalter aufgetragen (Bild 15).

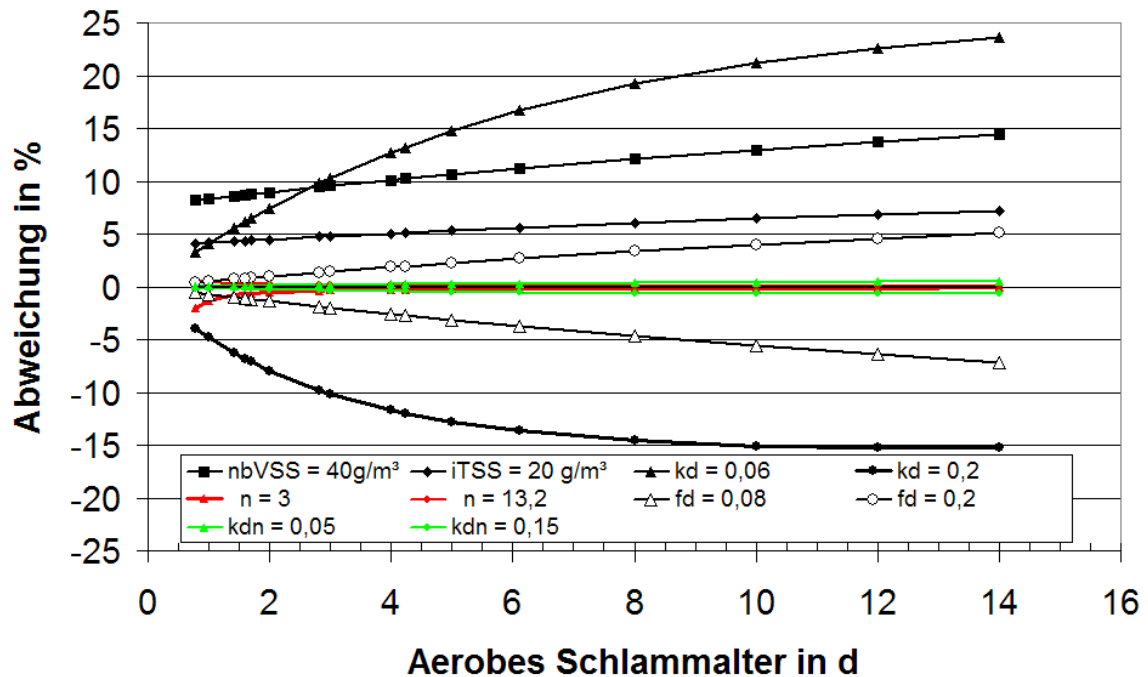


Bild 15: Abweichung der Schlammproduktion bei minimalen und maximalen Eingangsparemtern von der Schlammproduktion bei Standardparametern bei 20 °C

Die Verdoppelung der Parameter iTSS und nbVSS führt zu einer linearen Erhöhung der täglichen Schlammproduktion zwischen 4,1 und 7,2 % (iTSS) und 8,2 bis 14,5 % (nbVSS) gegenüber der Standardvariante. Ab einem aeroben Schlammalter von etwa 5 Tagen hat die endogene Absterberate  $k_d$  mit Abweichungen von 3,2 bis 23,7 % bzw. -4,0 bis -15,3 % den größten Einfluss auf die Höhe der Schlammproduktion.

Demgegenüber haben die endogene Absterberate der nitrifizierenden Biomasse  $k_{dn}$  und die Wachstumsrate der heterotrophen Biomasse  $\mu_m$  keinen nennenswerten Einfluss ( $\leq 2$  %) auf die Schlammproduktion. Der Anteil für die Cell Debris ist bei aeroben Schlammaltern von unter 4 Tagen ebenfalls gering, wird jedoch mit zunehmendem aeroben Schlammalter signifikant und liegt bei 4,6 % ( $f_{d,max}$ ) und -

6,4 % ( $f_{d,min}$ ) für ein aerobes Schlammalter von 12 Tagen gegenüber der Standardberechnung.

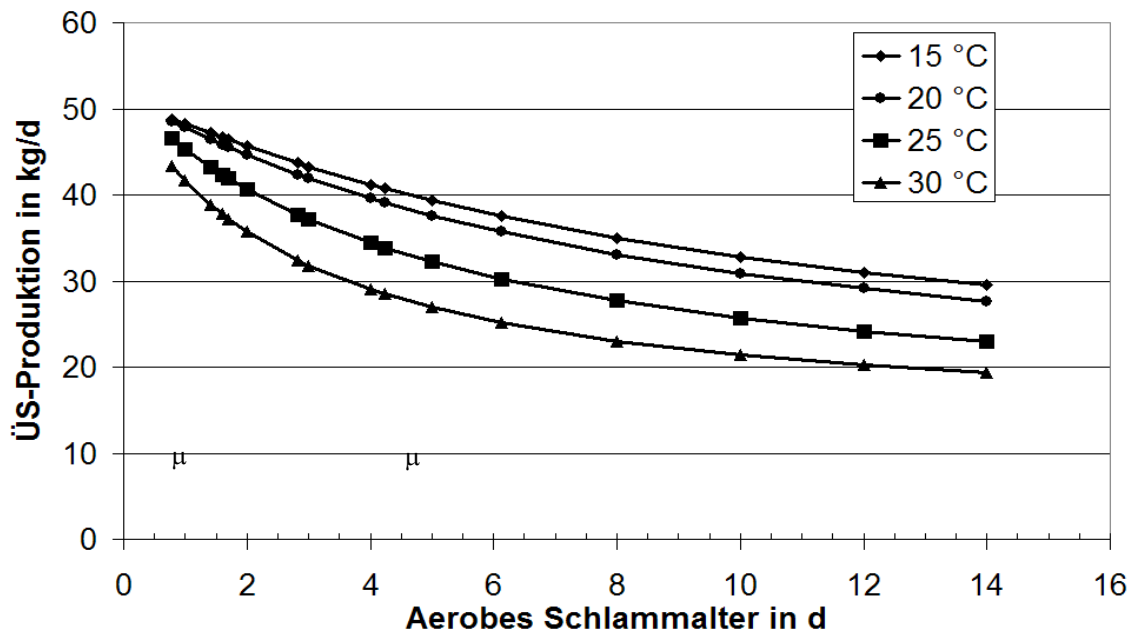


Bild 16: Tägliche Schlammproduktion nach Tchobanoglous (2003) für eine Belebungsanlage mit 1000 Einwohnern in Abhängigkeit von der Temperatur und dem aeroben Schlammalter

Bei einem aeroben Schlammalter von über 4,2 Tagen nimmt die tägliche Schlammproduktion bei einer Verdoppelung der Abwassertemperatur von 15 auf 30 °C um ca. 31 % zu (Bild 16). Unterhalb eines aeroben Schlammalters von 4,2 Tagen fällt dieser Wert exponentiell bis auf 10 % ab. Bei einem von Tchobanoglous (2003) für nitrifizierende Belebungsanlagen empfohlenen aeroben Schlammalter von 12 Tagen beträgt dieser Unterschied bei der Temperaturerhöhung von 15 auf 30 °C ca. 35 %. Berücksichtigt man jedoch, dass sich mit zunehmender Temperatur das Mindestschlammalter verkürzt (11,2 d bei 15 °C, 6,8 d bei 30 °C), so verringert sich die Differenz auf ca. 24 %.

#### 4.10 Weitere Bemessungsempfehlungen

In diesem Kapitel werden sieben weitere Bemessungsempfehlungen vorgestellt, die entweder weniger häufig angewendet werden oder nur Variationen der bisher vorgestellten Bemessungsempfehlungen sind. Es werden jeweils die Berechnungsformel, die Wertebereiche und Standardwerte sowie einige weitere allgemeine Angaben aufgelistet. Auf eine detaillierte Erläuterung wird verzichtet.

#### 4.10.1 Aerobes Mindestschlammalter

##### Gray (1990), Irland

$$(SA)_T = 3,05 \cdot (1,127)^{20-T} \quad \text{Gl. 62}$$

mit :

$(SA)_T$  Aerobes Mindestschlammalter in d

T Abwassertemperatur in °C

Bezugstemperatur: 20 °C

Hinweis: Auswaschgefahr der nitrifizierenden Biomasse bei Temperaturen größer als 20 °C

##### Environmental Engineering Association of Thailand EEAT (1997), Thailand

Die Environmental Engineering Association of Thailand hat 1997 eine Liste mit kinetischen Parametern zur Bemessung von Kläranlagen in Thailand herausgegeben. Grundlage ist der amerikanische Ansatz der EPA (1993).

Auszüge aus dieser Liste:

Aerobes Mindestschlammalter für volldurchmischte Reaktoren: 5 - 15 d

Spez. Wachstumsrate der heterotrophen Biomasse  $\mu_m$  auf Basis des:

BSB<sub>5</sub>: 0,6 - 5,6; Standardwert: 2,0 d<sup>-1</sup>

CSB: 0,16 - 4,0; Standardwert: 1,6 d<sup>-1</sup>

Halbwertskonstante für das Wachstum der heterotrophen Biomasse  $k_m$ : 40 - 120; Standardwert: 80 mg/l

##### Eckenfelder (1998), USA

$$\theta_{\min} = 5,56 \cdot e^{(0,116(15-T))} \quad \text{Gl. 63}$$

mit:

$\theta_{\min}$  Aerobes Mindestschlammalter in d

T Abwassertemperatur in °C

Bezugstemperatur: 15 °C

Gültigkeit der Formel: nur bei ausreichender Alkalinität

**Henze et al. (2002), Dänemark**

$$\frac{1}{\theta_{X,A}} = \mu_{\max,A} \cdot \frac{S_{\text{NH}_4}}{S_{\text{NH}_4} + K_{S,\text{NH}_4,A}} \cdot \frac{S_{\text{O}_2}}{K_{S,\text{O}_2,A} + S_{\text{O}_2}} - b_A \quad \text{Gl. 64}$$

mit:  $\mu_{\max,A} = \mu_{\max} \cdot e^{(\kappa(T-20))}$  Gl. 65

mit:

- $\theta_{X,A}$  Aerobes Mindestschlammalter in d  
 $\mu_{\max,A}$  Max. spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse  
 $S_{\text{NH}_4}$  Ammoniumstickstoffkonzentration im Belebungsreaktor in mg/l  
 $K_{S,\text{NH}_4,A}$  Halbwertskonstante der nitrifizierenden Biomasse in mg/l  
 $S_{\text{O}_2}$  Sauerstoffkonzentration im Belebungsreaktor in mg/l  
 $K_{S,\text{O}_2,A}$  Halbwertskonstante für Sauerstoff in mg/l  
 $b_A$  Absterberate der nitrifizierenden Biomasse in d<sup>-1</sup>  
 $\kappa$  Temperaturkonstante in °C<sup>-1</sup>  
 $T$  Abwassertemperatur in °C  
 $\mu_{\max}$  Max. spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse bei 20 °C  
 Bezugstemperatur: 20 °C

Gültigkeit der Formel: pH-Wert:  $6,5 \leq \text{pH} \leq 7,5$

**Geradi (2002), USA**

In Geradi (2002) werden Empfehlungen zur Höhe des aeroben Mindestschlammalters für eine gesicherte Nitrifikation ausgesprochen.

Tabelle 6: Aerobes Mindestschlammalter nach Geradi (2002)

Abwassertemperatur in °C	10	15	20	25	30
Aerobes Mindestschlammalter in d	30	20	15	10	7

**Water Environment Federation WEF (2003)**

$$\frac{1}{\theta_C} = \frac{Y(k_0 e^{c_1 T}) S}{k_{S0} e^{c_2 T} + S} \quad \text{Gl. 66}$$

mit:

- $\theta_C$  Aerobes Mindestschlammalter in d  
 $Y$  Biomassenertrag in kg/kg

---

$k_0$	Maximale spezifische Wachstumsrate bei Referenztemperatur in $d^{-1}$
$k_{S0}$	Halbwertskonstante bei Referenztemperatur in $mg/l$
$S$	Substratkonzentration im Belebungsreaktor in $mg/l$
$T$	Temperatur in $^{\circ}C$
$c_1$	Temperaturkoeffizient der maximalen spezifischen Wachstumsrate $k_0$
$c_2$	Temperaturkoeffizient der Halbwertskonstante $k_{S0}$

Bezugstemperatur: keine Angabe

Gültigkeit der Formel: pH-Wert:  $6,5 \leq pH \leq 7,5$

#### **Cao et al. (2008), Singapur**

Cao et al. (2008) empfehlen zur Bemessung bei  $30^{\circ}C$  ein aerobes Schlammalter von 4 Tagen. Das aerobe Mindestschlammalter wird davon abweichend jedoch mit 2 Tagen angegeben und wurde mittels Simulation bestimmt. Ein Auswaschpunkt der nitrifizierenden Biomasse bei  $30^{\circ}C$  wurde ebenfalls mittels Simulation bestimmt und mit 1,7 Tagen angegeben. Zur Simulation wurden das Activated Sludge Model No. 1 und Messdaten dreier Kläranlagen und einer Laboranlage verwendet. Eine neue Bemessungsformel wird nicht vorgestellt.

#### **4.10.2 Schlammproduktion**

##### **Gray (1990), Irland**

Gray (1990) gibt keine Informationen zur Berechnung der täglichen Schlammproduktion.

##### **Eckenfelder et al. (1998), USA**

Nach Eckenfelder et al. (1998) ist die Variabilität der Bestimmung des Überschussschlammes sehr vielfältig. Deshalb sei die Angabe einer konkreten Berechnungsmöglichkeit nicht sinnvoll. Stattdessen erfolgt eine tabellarische Angabe des Biomassenertrages je nach Art der Abwasserbehandlung in  $kg\ TS$  je  $kg$  abgebautem  $BSB_5$ . Je größer das  $TS$  zu  $BSB_5$  Verhältnis im Zulauf zur Abwasserbehandlungsanlage ist, desto größer sollte der Biomassenertrag gewählt werden.

	Biomassenertrag pro abgebautem BSB <sub>5</sub> in kg/kg als TS/BSB <sub>5</sub>	
Art der Behandlung	mit Vorklärung	ohne Vorklärung
Hochbelastete Anlage, keine Nitrifikation	0,9 (0,8 bis 1,1)	1,15 (1,0 bis 1,3)
Nitrifizierende Anlage	0,65 (0,5 bis 0,75)	0,85 (0,7 bis 1,0)
Aerobe Stabilisierung	Nicht anwendbar	0,6 (0,5 bis 0,7)

Bezugstemperatur: keine Angabe, da eine Formel nicht vorgestellt wird

### Henze et al. (2002), Dänemark

$$F_{Sp} = Y_{obs} \cdot (C_1 - C_3) \cdot Q_1 \quad \text{Gl. 67}$$

mit:

$F_{Sp}$  Tägliche Schlammproduktion in kg/d

$Q_1$  Zulaufvolumenstrom in m<sup>3</sup>/d

$Y_{obs}$  Beobachteter Ertragskoeffizient in kg/kg

$C_1$  Zulaufkonzentration des CSB bzw. BSB<sub>5</sub> in mg/l (homogenisierte Probe)

$C_3$  Ablaufkonzentration des CSB bzw. BSB<sub>5</sub> in mg/l (homogenisierte Probe)

Bezugstemperatur: keine Angabe

### Geradi (2002), USA

Geradi (2002) erläutert die Berechnung der Schlammproduktion nicht.

### Water Environment Federation WEF (2003)

Zur Bezugstemperatur wird keine Angabe gemacht. Eine Temperaturkorrektur ist nicht vorgesehen. Das aerobe Mindestschlammalter ist Teil der Bemessung. Ein Temperatureinfluss wird indirekt über diesen Parameter berücksichtigt.

$$P_X = Q \left( \left( \frac{Y(S_0 - S)}{1 + b\theta_C} \right) + Z_{io} + Z_{no} \right) \quad \text{Gl. 68}$$

mit:

$P_X$  Schlammproduktion in kg/d

$\theta_C$  Aerobes Mindestschlammalter in d

$Y$  Biomassenertrag in kg/kg



b	Endogene Absterberate der Biomasse im aeroben Belebungsreaktor in $d^{-1}$
$Z_{io}$	Zufließende nicht flüchtige suspendierte Feststoffe in $kg/m^3$
$Z_{no}$	Zufließende flüchtige nicht biologisch abbaubare Feststoffe in $kg/m^3$
Q	Zulaufvolumenstrom in $m^3/d$
S	Substratkonzentration im Ablauf des Belebungsreaktors in $mg/l$
$S_0$	Substratkonzentration im Zulauf des Belebungsreaktors in $mg/l$

### **Environmental Engineering Association of Thailand EEAT (1997), Thailand**

Die kinetischen Parameter zur Bestimmung der Schlammproduktion sind nur in Listenform aufgeführt. Die Grundlage ist der amerikanische Ansatz der EPA (1993). Folgende Auszüge definieren die wichtigsten Parameter:

Aerobes Mindestschlammalter für volldurchmischte Reaktoren: 5 - 15 d

Biomassenertrag der heterotrophen Biomasse  $Y_H$  auf Basis des:

BSB<sub>5</sub>: 0,3 - 0,7; Standardwert: 0,5  $d^{-1}$      $mg/mg$  als VSS/BSB<sub>5</sub>  
 CSB: 0,2 - 0,5; Standardwert: 0,4  $d^{-1}$      $mg/mg$  als VSS/CSB

Schlammbelastung für einen Reaktor mit:

Propfenströmung:                    0,3 - 0,6; Standardwert: -  $kg/kg$  als BSB<sub>5</sub>/TS  
 Voll durchmischem Reaktor: 0,8 - 1,9; Standardwert: -  $kg/kg$  als BSB<sub>5</sub>/TS

Bezugstemperatur: keine Angabe

### **Cao et al. (2008), Singapur**

Cao et al. (2008) weisen eine Bemessungsformel für die Schlammproduktion bei 30 °C nicht aus. Sie verwenden jedoch angepasste Ertragskoeffizienten für die Simulation ihrer Ergebnisse mit dem Activated Sludge Model No. 1. Der Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse wird mit 0,67  $g/g$  als BMTS/CSB angesetzt, der der autotrophen Biomasse wird nicht angegeben.

## **4.11 Berücksichtigung hoher Salzkonzentrationen bei der Bemessung**

Die diskutierten Bemessungsempfehlungen wurden auch hinsichtlich ihrer Aussagen zum Einfluss hoher Salzkonzentrationen auf das aerobe Belebungsverfahren untersucht (Tabelle 7). Mit Ausnahme der Bemessungsempfehlungen von Sperling et al. (2005) und Tchobanoglous (2003) werden hohe Salzkonzentrationen nicht behandelt.

Bemessungsempfehlungen, die keine Aussage zu Salzeinflüssen treffen, wurden offensichtlich auch nicht für diesen Fall entwickelt und sollten dann auch nicht herangezogen werden.

Allerdings wird auch bei den beiden Bemessungsempfehlungen, die den Salzeinfluss auf das aerobe Belebungsverfahren erwähnen, keine Behandlungsempfehlung salzhaltiger Abwässer gegeben. In Tchobanoglous (2003) wird sogar nur allgemein über Salze im Rohabwasser und dessen Quelle (Brackwasserinfiltration ins Kanalnetz und menschliche Ausscheidungen) gesprochen. Jedoch wird von Tchobanoglous ein Wert von 9 g/l Salz als kritisch für die Wiederverwendung gereinigten Abwassers als Bewässerungswasser angesehen.

Sperling et al. (2005) gehen einen Schritt weiter und zeigen Grenzwerte auf, bis zu denen negative Auswirkungen auf die Reinigungsleistung nicht zu erwarten sind. Ebenfalls wurden Soforthilfemaßnahmen, wie z. B. die Zugabe von antagonistischen Ionen zur Neutralisation, beschrieben. Es werden jedoch keine generellen Hinweise zur Bemessung einer aeroben Belebungsanlage bei hohen Salzeinflüssen gegeben.

Tabelle 7: Berücksichtigung hoher Salzkonzentration in Bemessungsempfehlungen zum aeroben Belebungsverfahren

	Einfluss hoher Salzkonzentrationen generell erwähnt	Auswirkungen auf die Reinigungsleistung werden erwähnt	Behandlungsmethoden werden angesprochen
ATV-DVWK A 131 (2000)	Nein	Nein	Nein
HSG (1989)	Nein	Nein	Nein
Degrémont (2006)	Nein	Nein	Nein
Ichimura et al. (1994)	Nein	Nein	Nein
WRC (1984)	Nein	Nein	Nein
Sperling et al. (2005)	Ja	Ja	Ja
EPA (1993)	Nein	Nein	Nein
Tchobanoglous (2003)	Ja	Nein	Nein

## 5 Versuchsbeschreibung

### 5.1 Abwasserbeschaffenheit

#### 5.1.1 Laboranlagen

Die Laboranlagen wurden mit künstlichem Abwasser betrieben. Je nach Versuchsziel wurden dem künstlichen Abwasser die benötigten Stoffmengen zudosiert und das künstliche Abwasser mit „echtem“ Abwasser der Kläranlage Bochum Ölbachtal vermischt.

#### Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren

Zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren wurde zunächst künstliches Abwasser gemäß DIN EN ISO 11733 (Deutsches Institut für Normung e. V., 1994) verwendet. Hiermit sollten einheitliche Versuchsbedingungen hergestellt werden. Die ausschließliche Nutzung von künstlichem Abwasser hatte allerdings negative Einflüsse auf die Flockenstruktur. Dies führte zu einer deutlichen Verschlechterung des Absetzverhaltens der Biomasse. Dieser Effekt trat in den ersten drei Tagen während der Einfahr- und Referenzphase auf. Deshalb wurde während der Einfahr- und Referenzphase die Abwasserzusammensetzung angepasst. Künstliches Abwasser gemäß DIN EN ISO 11733 (Deutsches Institut für Normung e. V., 1994) wurde mit „echtem“ zufließendem Abwasser der Kläranlage Bochum Ölbachtal vermischt, so dass die erforderlichen Stoffkonzentrationen zur Erreichung des Versuchsziels eingestellt waren. Tabelle 8 zeigt die Stoffkonzentrationen des künstlichen Abwassers der Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration. Während des Versuchs wurde der Salzgehalt des zufließenden Abwassers von 1,5 mS/cm auf fast 20 mS/cm durch die Zugabe von Natriumchlorid (NaCl) angehoben.

Tabelle 8: Durchschnittliche Stoffkonzentrationen des künstlichen Abwassers der Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration

	Parameter
CSB in mg/l	438
N <sub>ges</sub> in mg/l	46
Salzgehalt in mS/cm	1,5 bis ≈ 20,0

## Untersuchung der Auswirkung geringer Zulaufbelastungen auf das Belevungsverfahren

Die Untersuchung der Auswirkung geringer Zulaufbelastungen auf das Belevungsverfahren wurde im Rahmen einer Diplomarbeit (Wöffen, 2008) durchgeführt. Hierzu wurde ebenfalls künstliches Abwasser in Anlehnung an die DIN EN ISO 11733 (Deutsches Institut für Normung e. V., 1994) verwendet. Für diesen Laborversuch wurde künstliches Abwasser mit „echtem“ Abwasser vermischt, so dass die erforderlichen Stoffkonzentrationen eingestellt waren. Da die Versuchsbedingungen im Lauf der 64 Tage andauernden Untersuchung variiert wurden, wird hier auf die Angabe durchschnittlicher Stoffkonzentrationen in Tabellenform verzichtet und stattdessen in Bild 17 die Abwasserzusammensetzung des Zulaufs der Versuchsreihen dargestellt.

Aus vorhandenen thailändischen Messdaten wurde ein durchschnittliches C : N-Verhältnis von 3,9 : 1 ermittelt. Während der Versuchsreihen wurde dieses C : N-Verhältnis durch Zugabe von Kohlenstoffverbindungen und Verdünnung eingestellt. (Wöffen, 2008)

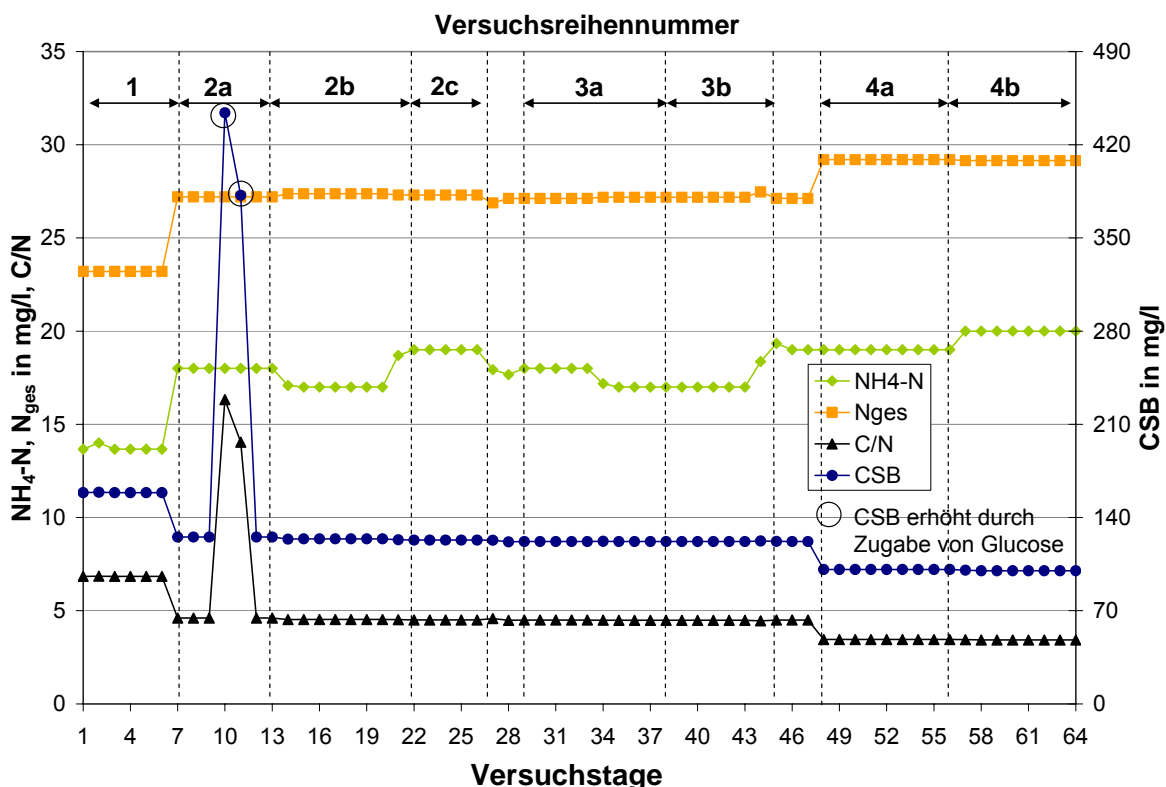


Bild 17: Abwasserzusammensetzung des Zulaufs während der Versuchsreihen zur Untersuchung niedriger Zulaufkonzentrationen (Wöffen, 2008)

### **Sequencing Batch Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses niedriger Abwassertemperaturen beim Belebungsverfahren**

Die Sequencing Batch Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses niedriger Abwassertemperaturen wurde mit Abwasser der Kläranlage Bochum Ölbachtal beschickt. Dieses Abwasser war Grundlage für mehrere speziell auf russische Abwasserverhältnisse durchgeführte Versuchsreihen.

Untersuchungsziel war unter anderem, die Abwasserreinigung mit suspendierter Biomasse und mit sessiler Biomasse (Schwebekörper) unter russischen Abwasserverhältnissen bei niedrigen Abwassertemperaturen zu vergleichen. Deshalb entsprach die Abwasserbeschaffenheit russischen Verhältnissen. Hierzu wurde eine Datenanalyse von mehr als 40 russischen Kläranlagen durchgeführt. Als Ergebnis wurde eine modellhafte Abwasserzusammensetzung ermittelt, die das entsprechende russische Verhältnis zwischen Kohlenstoffverbindungen (CSB) und Stickstoff von durchschnittlich 7,7 : 1 widerspiegelt (Tserashchuk, 2008).

Mit dem weiteren Ziel, den Temperatureinfluss möglichst unabhängig vom Einfluss der Abwasserbeschaffenheit zu untersuchen, wurden die Parameter CSB und Ammonium durch die Zugabe von Ethanol bzw. Ammoniumchlorid während des Anlagenbetriebes konstant gehalten. Die Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe und anderer Abwasserinhaltsstoffe ergab sich gemäß der Zuflussbedingungen des Abwassers der Kläranlage Bochum Ölbachtal. Die Stoffkonzentrationen schwankten insbesondere in Abhängigkeit von Trocken- und Mischwasserzufluss. Der Vorteil der Nutzung von Abwasser des Zulaufs der Kläranlage Ölbachtal als Grundlage des Versuchsabwassers war jedoch, dass Schwankungen wie sie auch in Russland vorkommen, den Versuchsbetrieb realistischer gestalten.

Tabelle 9: Durchschnittliche Stoffkonzentrationen des Abwassers der Sequencing Batch Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses niedriger Abwassertemperaturen

	Konzentration mg/l
CSB	170
NH <sub>4</sub> -N	22
AFS	110

### 5.1.2 Versuchsanlage Ölbachtal

Das Abwasser für die Versuchsanlage Ölbachtal wurde vom Zulauf der Kläranlage Bochum Ölbachtal entnommen. Die durchschnittlichen Konzentrationen - gemessen als 24 Stunden Mischproben - lagen in den Versuchszeiträumen für CSB zwischen 100 und 800 mg/l, für  $N_{ges}$  zwischen 15 und 80 mg/l und für  $NH_4-N$  zwischen 10 und 70 mg/l. Die nachfolgende Tabelle 10 zeigt die minimalen, maximalen und durchschnittlichen Messwerte für CSB,  $BSB_5$ ,  $N_{ges}$ ,  $NH_4-N$ , AFS,  $PO_4-P$  am Beispiel des Monats Februar 2006, welcher repräsentativ für den Versuchszeitraum ist. Das durchschnittliche Verhältnis von Kohlenstoffverbindungen (CSB) zu Stickstoff ( $N_{ges}$ ) und Phosphor ( $PO_4-P$ ) betrug:

$$C : N : P = 69,2 : 7,4 : 1.$$

Tabelle 10: Abwasserbeschaffenheit des Zulaufs der Versuchsanlage Ölbachtal am Beispiel des Monats Februar 2006

	Minimal mg/l	Mittel mg/l	Maximal mg/l
CSB	173	346	663
$BSB_5$	48	142	275
$N_{ges}$	26	37	51
$NH_4-N$	15	29	47
$PO_4-P$	2,1	5,0	11,1
AFS	100	172	260

### 5.1.3 Versuchsanlage Düsseldorf

Für die Versuche auf der Versuchsanlage Düsseldorf wurde Abwasser der Kläranlage Düsseldorf Süd genutzt. Dieses kommunale Abwasser zeichnet sich durch einen hohen industriellen Abwasseranteil aus. In die Versuchsanlage Düsseldorf wird vorgeklärtes Abwasser gepumpt. Die CSB,  $N_{ges}$  und  $NH_4-N$  Konzentrationen lagen im Versuchszeitraum zwischen 235 und 813 mg/l (CSB), 23 und 120 mg/l ( $N_{ges}$ ) sowie 8 und 51 mg/l ( $NH_4-N$ ). Die Probenahme erfolgte als 24-Stunden-Mischprobe. Die folgende Tabelle 11 zeigt die minimalen, maximalen und durchschnittlichen Werte für CSB,  $N_{ges}$ ,  $NH_4-N$ ,  $PO_4-P$  und AFS für den Monat November 2007, der wiederum repräsentativ für den Versuchszeitraum ist. Das durchschnittliche Verhältnis von Kohlenstoffverbindungen (CSB) zu Stickstoff ( $N_{ges}$ ) und Phosphor ( $PO_4-P$ ) betrug:  $C : N : P = 125,5 : 10,6 : 1$ .

Tabelle 11: Abwasserbeschaffenheit der Versuchsanlage Düsseldorf am Beispiel des Monats November 2007

	Minimal mg/l	Mittel mg/l	Maximal mg/l
CSB	360	615	813
BSB <sub>5</sub>	120	244	380
N <sub>ges</sub>	23	52	120
NH <sub>4</sub> -N	11	37	51
PO <sub>4</sub> -P	2,5	4,9	8,1
AFS	130	199	430

## 5.2 Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren

Die Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren bestand aus einem Belebungsreaktor mit einem Volumen von 5 Litern und einer Nachklärung mit einem Volumen von 1,5 Litern (Bild 18). Das Abwasser aus der Kläranlage Bochum Ölbachtal wurde mit einem Feinsieb behandelt. Eine Vorklärung wurde nicht verwendet. Die Siebung war erforderlich, um Verzapfungen der Pumpen zu vermeiden. Der Betrieb der Laboranlage erfolgte intermittierend mit zwei Stunden Nitrifikation und zwei Stunden Denitrifikation. Die Förderung des Rücklaufschlammes erfolgte durch Schlauchpumpen. Der Überschussschlamm wurde einmal täglich per Hand abgezogen.

Die Versuchsanlage wurde mit einer Heizplatte, auf der der Belebungsreaktor stand, beheizt. Um Wärmeverluste zu vermeiden, wurde der Belebungsreaktor isoliert. Eine Isolation der Nachklärung war nicht erforderlich, da aufgrund der kurzen Aufenthaltszeiten die Temperatur maximal nur um 0,5 °C absank. Die Belüftung erfolgte mit Belüftersteinen und wurde oberhalb eines Wertes von 3,0 mg/l gehalten, so dass ein Einfluss niedriger Sauerstoffkonzentration auf den CSB- und NH<sub>4</sub>-N-Abbau von vornherein ausgeschlossen war.

Die Laboranlage wurde täglich mit zwanzig Litern Abwasser beschickt. Das ablaufende Abwasser wurde in einem bei 4 °C gekühlten Behälter aufgefangen, so dass eine Mischprobe entnommen werden konnte.

Die Sauerstoffkonzentration und der pH-Wert wurden im Nitrifikationsreaktor zweimal täglich per Hand gemessen. In der Nachklärung wurde mittels einer io-

nenselektiven Sonde (Varion, WTW) die Ammoniumstickstoffkonzentration gemessen.

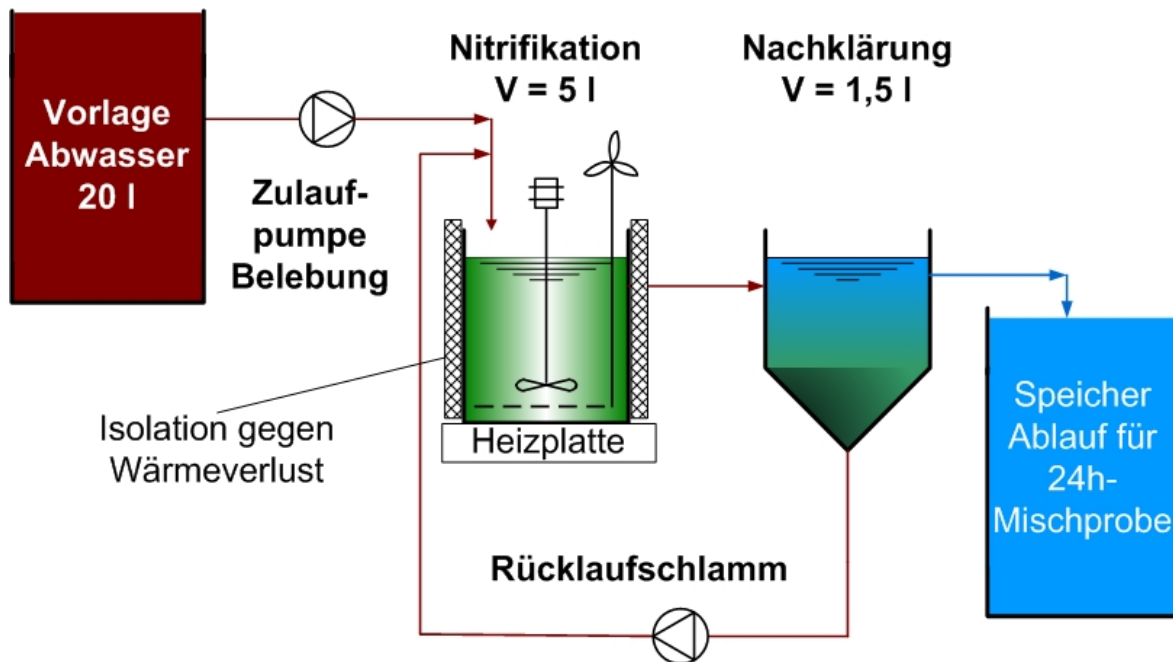


Bild 18: Schema der Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren

### 5.3 Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses geringer C : N-Verhältnisse auf das Belebungsverfahren

Zur Untersuchung des Einflusses geringer C : N-Verhältnisse auf das Belebungsverfahren wurde eine Laboranlage mit einem Belebungsreaktor (16 l) und einer Nachklärung (3,5 l) aufgebaut. Die Laboranlage wurde kontinuierlich mittels einer Druckmembranpumpe aus einem bei 4 °C gekühlten Vorlagenbehälter (60 l) beschickt. Ein ebenfalls gekühlter Behälter (60 l) diente zur Aufnahme des Ablaufs der Laboranlage, so dass eine Mischprobe entnommen werden konnte. Die Förderung des Rücklaufschlammes und der Abzug des Überschussschlammes erfolgten durch Schlauchpumpen. Bild 19 zeigt den Aufbau und die installierte Messtechnik der Laboranlage.

Die Belüftung erfolgte mittels Belüftersteinen. Der Abzug des Überschussschlammes erfolgte täglich mittels einer handgesteuerten Schlauchpumpe direkt aus dem Belebungsreaktor, so dass der abgezogene Überschussschlamm den gleichen Trockensubstanzgehalt wie im Belebungsreaktor hatte. Hierdurch war die Einstel-



lung und Ermittlung des aeroben Schlammalters einfacher als bei Abzug aus der Nachklärung, wo die Kenntnis der Trockensubstanzkonzentration fehlte.

An kontinuierlicher Messtechnik wurde eine photooptische Sauerstoffsonde (inkl. Temperaturmessung) und eine TS-Sonde der Firma Hach-Lange im Belebungsreaktor installiert. Die Konzentration des Ammoniumstickstoffs im Ablauf wurde kontinuierlich aufgezeichnet (Amtax, Firma Hach-Lange). Der Belebungsreaktor wurde über einen Thermostaten der Firma Lauda beheizt.

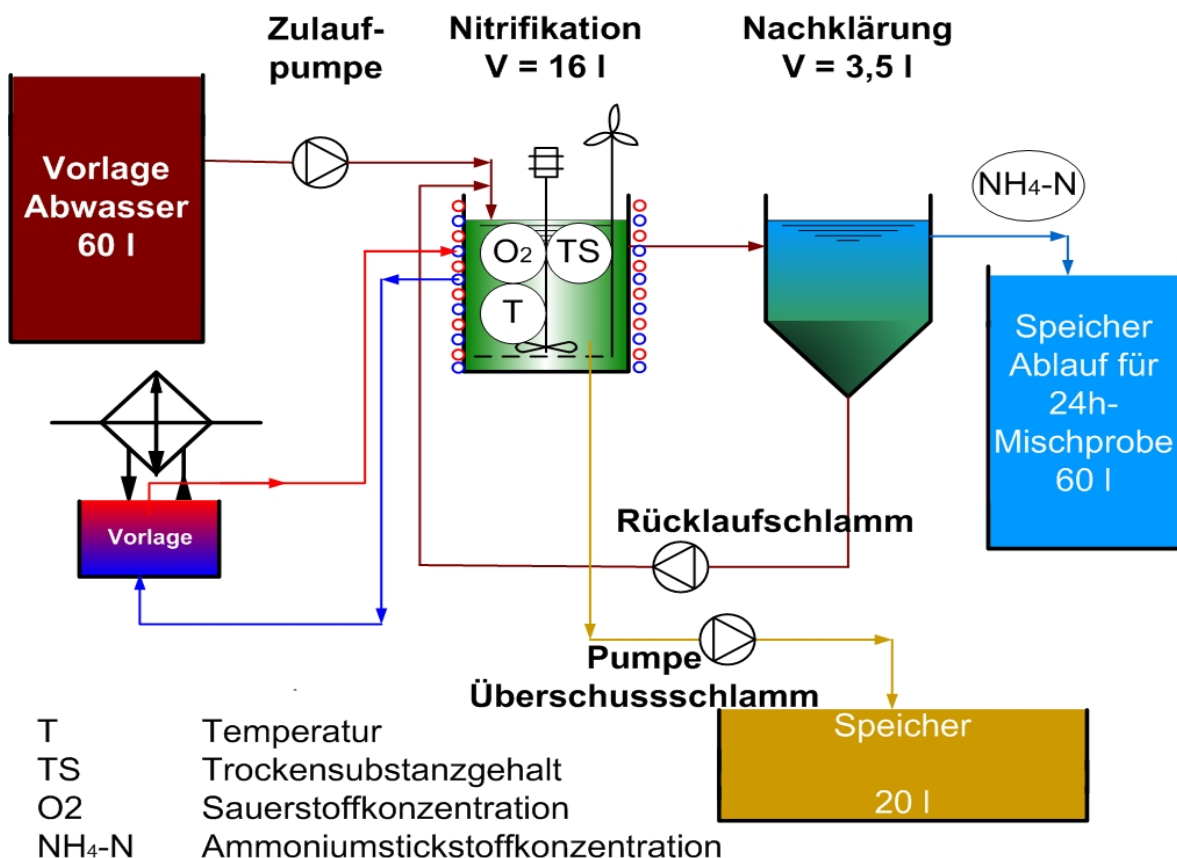


Bild 19: Schematischer Aufbau der Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses geringer C : N-Verhältnisse auf das Belebungsverfahren

Zur Überprüfung der Versuchsbedingungen wurden täglich die Durchflüsse, der pH-Wert sowie der Überschussschlammabzug kontrolliert. Zur Überprüfung der kontinuierlichen TS-Messung wurde täglich eine Stichprobe des belebten Schlammes aus dem Belebungsreaktor entnommen, gemäß DIN analysiert und mit dem Messwert der kontinuierlichen TS-Messung verglichen.

## 5.4 Sequencing Batch Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses niedriger Temperaturen beim Belebungsverfahren

Die Untersuchungen zur Bestimmung des Einflusses niedriger Abwassertemperaturen auf das Belebungsverfahren mit suspendierter und sessiler Biomasse wurden auf einer Laboranlage mit drei gleichgroßen Belebungsreaktoren durchgeführt. Die Belebungsreaktoren wurden im Sequencing Batch Reaktor-Verfahren (SBR-Verfahren) betrieben. Das SBR-Verfahren wurde vor allem wegen seiner Flexibilität gewählt, die sich daraus ergibt, dass die Länge der Nitrifikations- bzw. Denitrifikationsphasen und somit das aerobe bzw. anoxische Schlammalter ohne Veränderung des Reaktorvolumens auf einfache Weise variiert und eingestellt werden kann (Wilderer et al., 2001). Wegen dieser Flexibilität sind SBR-Anlagen auch besonders für kleinere und mittlere Städte vorteilhaft, die in den betrachteten Regionen sehr häufig sind.

Parallel zu einem Referenzreaktor wurde ein Reaktor mit suspendierter Biomasse und ein Reaktor mit sessiler Biomasse über einen Zeitraum von ca. 15 Monaten betrieben (Bild 20). Das Volumen der drei Belebungsreaktoren betrug jeweils 7,5 Liter. Die Belebungsreaktoren wurden in einem Zyklus mit 2,5 l Abwasser beaufschlagt.

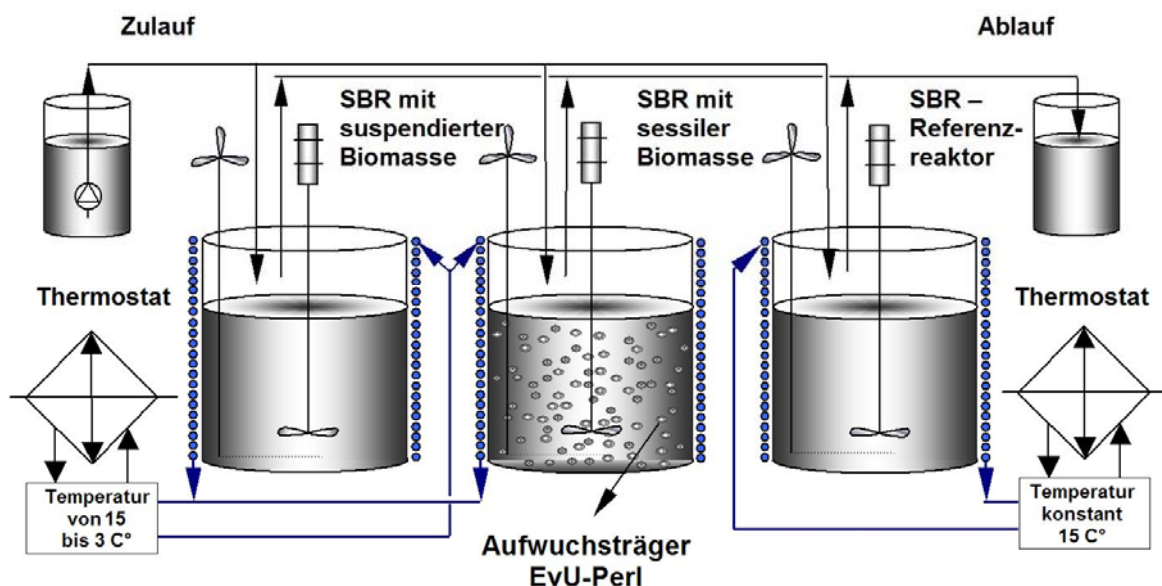


Bild 20: Schema der Sequencing Batch Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses niedriger Temperaturen beim Belebungsverfahren

Im Belebungsreaktor mit sessiler Biomasse kamen Aufwuchsträger EvU Perl der Firma EvU Innovative Umwelttechnik GmbH zum Einsatz. Der Füllgrad im Belebungsreaktor lag bezogen auf das Volumen bei 30 %.

Ein Reaktionszyklus bestand verfahrensgemäß aus den fünf Phasen Füllung, Mischung, Belüftung, Absetzen und Abzug. Die Anzahl der Zyklen pro Tag sowie die Länge der einzelnen Zyklusphasen wurde variabel in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur eingestellt. Fünf Temperaturstufen mit einer jeweils konstant eingestellten Abwassertemperatur wurden in einer Reihenfolge von 15, 12, 9, 6 und 3 °C untersucht. Die Abwassertemperatur im Referenzreaktor war konstant auf 15 °C eingestellt. Zu Beschleunigung des Einfahrprozesses erfolgte das Einfahren der Anlage und das Bewachsen der Aufwuchsträger bei 20 °C. Die einzelnen Untersuchungen bei einer bestimmten Abwassertemperatur wurden über einen Zeitraum von jeweils ca. 70 Tagen durchgeführt.

Die Kühlung der Belebungsreaktoren erfolgte mittels eines Kryostaten. Zweimal wöchentlich erfolgte eine Bestimmung von Schlammvolumenindex, pH-Wert und Sauerstoffkonzentration als Stichprobe während der belüfteten Phase. Ebenfalls zweimal wöchentlich wurde eine Probe aus den Abläufen der Reaktoren entnommen und auf die Parameter CSB, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N und AFS untersucht.

## **5.5 Versuchsanlage Ölbachtal**

### **5.5.1 Beschreibung der Versuchsanlage Ölbachtal**

Die Versuchsanlage Ölbachtal besteht aus zwei voneinander unabhängigen, baugleichen Versuchsstraßen. Beide Versuchsstraßen hatten je nach Betriebsart (mit/ ohne Denitrifikation) jeweils ein oder zwei gleichgroße Edelstahlbecken und eine Nachklärung.

Bild 21 zeigt das Fließschema der Versuchsanlage Ölbachtal in der Konfiguration als Belebungsanlage mit vorgeschalteter Denitrifikation. Eingezeichnet sind neben den Fließwegen des Abwassers und des belebten Schlammes auch die Fließwege zur Temperierung der Versuchsanlage.

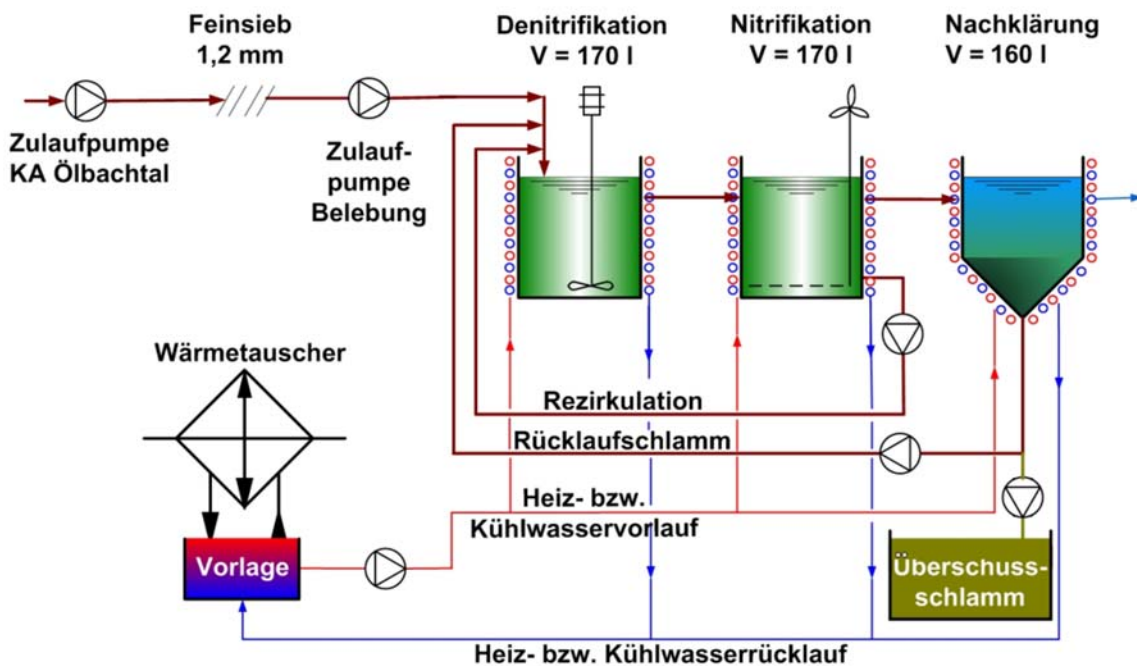


Bild 21: Fließschema der Versuchsanlage Ölbachtal (einstraßige Darstellung, zweite Straße baugleich)

Ein Feinsieb mit einer Öffnungsweite von 1,2 mm befreite den Zulaufvolumenstrom von Grobstoffen und Fasern, um die Pumpen und die Schläuche von Verzopfungen frei zu halten. Auf eine Vorklärung wurde verzichtet. Die Versuchsanlage war eingehaust, so dass Witterungsbedingungen keinen negativen Einfluss auf die Versuche nehmen konnten.

Der Eintrag von Sauerstoff erfolgte über einen Tellerbelüfter im Nitrifikationsreaktor. Die Sauerstoffkonzentration wurde auf mindestens 2 mg/l im Nitrifikationsreaktor geregelt.

Zur Temperierung der beiden Versuchsstrecken wurden Thermostate mit bis zu 3,5 kW Leistung verwendet. Als Temperiermedium wurde Wasser mit einem 20 prozentigem Anteil an Ethylenglycol ( $C_2H_6O_2$ ) verwendet. Zur Wärmeübertragung wurde ein Gewebeschauch engmaschig um die Edelstahlbehälter gewickelt. Eine Verteilung des Temperiermediums erfolgte mittels eines Heizkreisverteilers für Fußbodenheizungen. Mit diesem Temperiersystem konnten beide Versuchsstrecken auf 0,2 °C genau temperiert werden.

Die Nachklärung wurde vertikal durchströmt. Um ein Festsetzen des belebten Schlammes an der Trichterwand zu verhindern und den Schlamm tiefer in den

Trichter zu schieben, wurde ein Krählwerk eingebaut, welches halbstündlich mehrmals an der Trichterwand entlang fuhr.

### 5.5.2 Messtechnik

Auf der Versuchsanlage Ölbachtal kamen kontinuierliche Messeinrichtungen, automatische Probenehmer und die Handprobenahme zum Einsatz. Bild 22 gibt einen Überblick über die Lage der Messpunkte der kontinuierlichen Messtechnik sowie der automatischen Probenehmer.

Im Zulauf der Belebung wurden die Konzentration des Ammoniumstickstoffs, des Orthophosphatphosphors und des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) sowie die Leitfähigkeit, die Abwassertemperatur und der Durchfluss kontinuierlich gemessen. In den Abläufen erfolgte ebenfalls eine kontinuierliche Messung der Konzentration des Ammoniumstickstoffs und des Orthophosphatphosphors. Mit Ausnahme einer einmonatigen Vergleichsmessung bei 15 °C in der kalten Referenzstraße erfolgte eine kontinuierliche Messung der TOC-Konzentration nur im Ablauf der warmen Versuchsstraße.

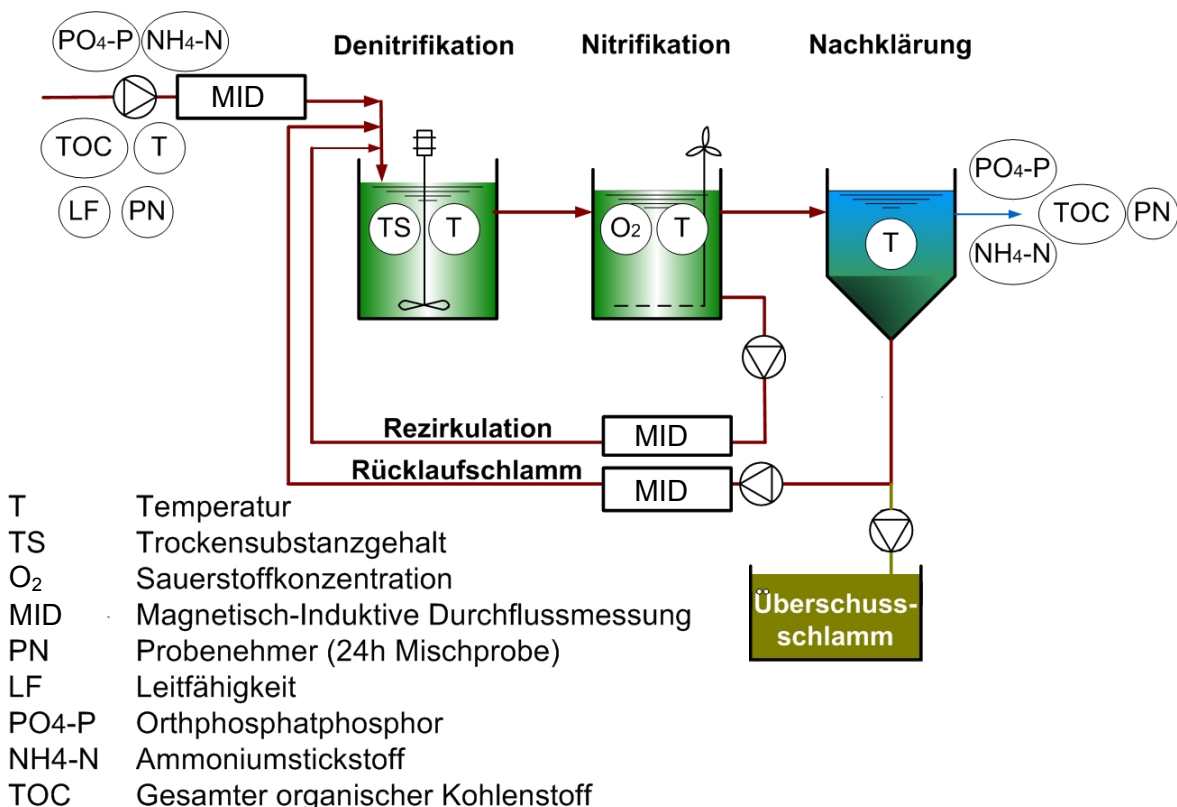


Bild 22: Messpunkte der kontinuierlichen Messtechnik und der Probenehmer der Versuchsanlage Ölbachtal

Im Zulauf und in den Abläufen erfolgte täglich die Entnahme einer 24h-Mischprobe (10 Minutenintervall, Probenahme 15 ml). Die Analyse dieser Probe erfolgte im Labor. In allen Versuchsreihen wurden CSB,  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$  regelmäßig analysiert. Von der Kläranlage Bochum Ölbachtal wurden Zulaufdaten zu  $\text{N}_{\text{ges}}$  und  $\text{P}_{\text{ges}}$  als 24h-Werte zur Verfügung gestellt.

Da die Abwassertemperatur ein wichtiger Parameter für die Versuche war, wurde sie in allen Becken kontinuierlich gemessen. Die Messung des Trockensubstanzgehaltes erfolgte in der Denitrifikation. In der Nitrifikation war die kontinuierliche Sauerstoffmessung angeordnet. Die kontinuierliche Messung des Trockensubstanzgehaltes wurde mittels Stichproben kontrolliert.

Die Abwasservolumenströme im Zufluss, im Rücklaufschlamm und in der internen Rezirkulation wurden mittels magnetisch-induktiver Durchflussmessung erfasst. Zur Kontrolle der automatischen Durchflussmessung wurden die Volumenströme einmal wöchentlich per Hand ausgelitert. Demgegenüber wurde die Menge an Überschussschlamm über die Pumpenschaltzeiten und über die Fassung des anfallenden Überschussschlammes in einem Behälter gemessen. Der Behälter wurde täglich von Hand entleert und die Überschussschlammmenge ausgelitert. Eine tägliche Mischprobe des Überschussschlammes im Behälter wurde im Labor auf den Trockensubstanzgehalt untersucht.

Der pH-Wert wurde täglich im Nitrifikationsreaktor mittels eines Handmessgerätes kontrolliert. Ebenfalls einmal täglich erfolgte eine Messung des Vergleichsschlammvolumens mit belebtem Schlamm aus dem Nitrifikationsreaktor.

## **5.6 Versuchsanlage Düsseldorf**

### **5.6.1 Beschreibung der Versuchsanlage Düsseldorf**

Die Versuchsanlage Düsseldorf bestand aus zwei voneinander unabhängigen, aber baugleichen Reinigungsstraßen. Die Referenzstraße hatte ein Gesamtvolumen von  $39,5 \text{ m}^3$ , demgegenüber hatte die Versuchsstraße aufgrund der Einbauten des Heizkreislaufs ein Gesamtvolumen von  $38 \text{ m}^3$ . Die Nachklärung hatte ein Volumen von  $6,5 \text{ m}^3$ . Eine Vorklärung wurde nicht betrieben, da das verwendete Abwasser aus dem Ablauf Vorklärung des Klärwerks Düsseldorf Süd entnommen wurde. Bild 23 zeigt ein Fließschema der Versuchsanlage Düsseldorf.

Die Denitrifikation war von der Nitrifikation durch eine Wand aus Querbalken abgetrennt. Die Wand besaß an der Beckensohle eine ca. 20 cm große Öffnung zum Unterströmen und wurde gleichzeitig um etwa 30 cm überströmt. Im Rahmen die-

ser Arbeit wurde die Versuchsanlage Düsseldorf als vorgeschaltete Denitrifikation mit einem Anteil von 50 % am Gesamtvolumen betrieben.

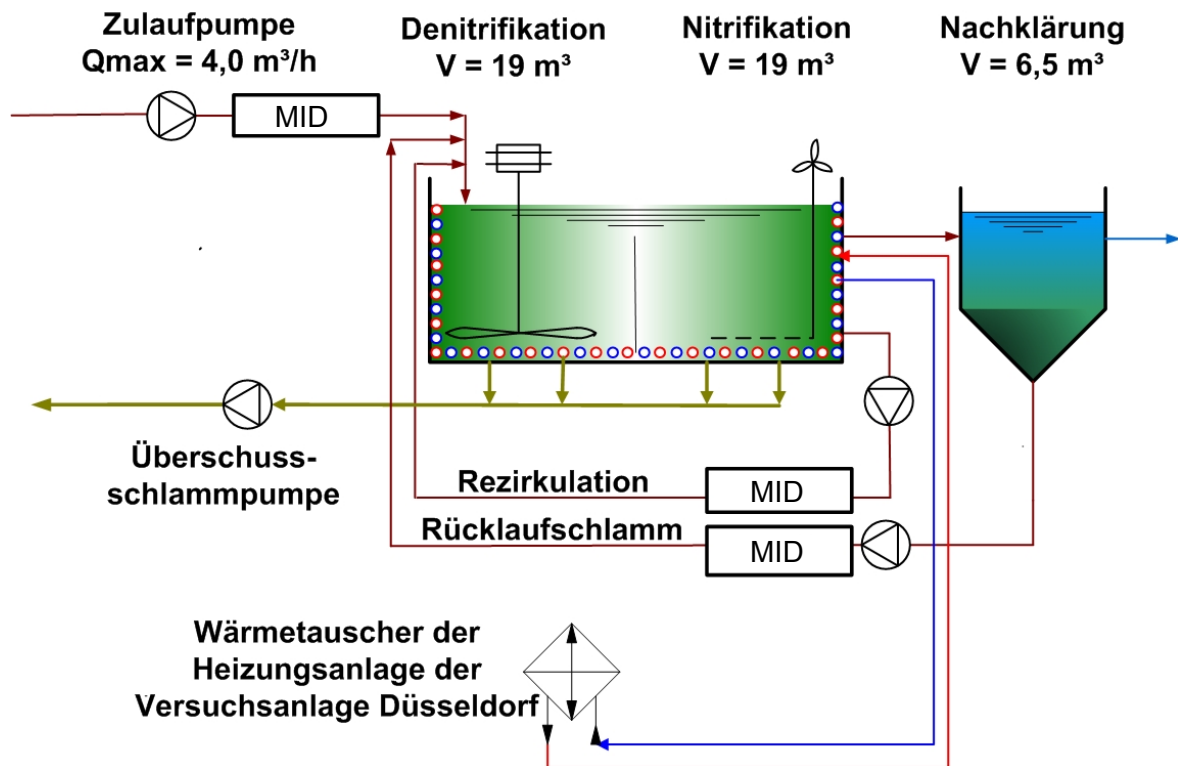


Bild 23: Schema der Versuchsanlage Düsseldorf (einstraßige Darstellung, zweite Straße baugleich, jedoch ohne Heizkreislauf)

Der Überschussschlamm wurde an der Beckensohle durch mehrere über die Länge des Beckens gleichmäßig verteilte Öffnungen abgezogen. Der Abzug des Überschussschlammes erfolgte mittels einer zeitgesteuerten Pumpe.

Ein Umbau der Versuchsanlage Düsseldorf für die Temperierung der Versuche erfolgte nur für eine Straße. Die Versuchstraße A2 wurde für eine Temperierung der Versuche auf maximal 30 °C ausgelegt. Als Wärmeenergiequelle diente die Heizungsanlage der Versuchshalle Düsseldorf. Die Referenzversuche erfolgten ohne Kühlung des Belebungsbeckens, da es im Rahmen der Projektmittel nicht möglich war, eine Kühlung zu installieren. Die Referenzversuche fanden deshalb bei den Abwassertemperaturen statt, welche sich durch die Temperatur des zufließenden Abwassers und durch die Umgebungstemperatur in der Versuchshalle von selbst einstellten. Während des Versuchszeitraums September bis Dezember 2007 lagen die Temperaturen in der Referenzstraße zwischen 16 und 24 °C.

## 5.6.2 Messtechnik

Für die Versuche auf der Versuchsanlage Düsseldorf konnte auf eine breite Palette an Messtechnik sowohl kontinuierlich als auch durch automatische Probenahme zurückgegriffen werden.

Die Zu- und Abläufe wurden mittels automatischer Probenehmer als 24h-Mischprobe an jedem Versuchstag beprobt. Jeweils montags, mittwochs und freitags wurde das Vergleichsschlammvolumen im Standzylinder ermittelt. Einmal wöchentlich wurden alle Pumpen per Hand ausgelitert, um die magnetisch-induktive Durchflussmessung zu überprüfen. An kontinuierlicher Messtechnik standen auf der Versuchsanlage Düsseldorf die Messung von Sauerstoff, Trockensubstanzgehalt, Temperatur, pH-Wert (Hach-Lange) in der Belebung, die Bestimmung von Ammoniumstickstoff (ionenselektiv, WTW) und Temperatur in den Zu- und Abläufen sowie die Messung von Orthophosphatphosphor (photometrisch, Hach-Lange), CSB, AFS,  $\text{NO}_3\text{-N}$  (spektralanalytisch, S:CAN Messtechnik) in den Abläufen zur Verfügung. Im Zulauf wurde außerdem noch der spektrale Absorptionskoeffizient (SAK) erfasst.

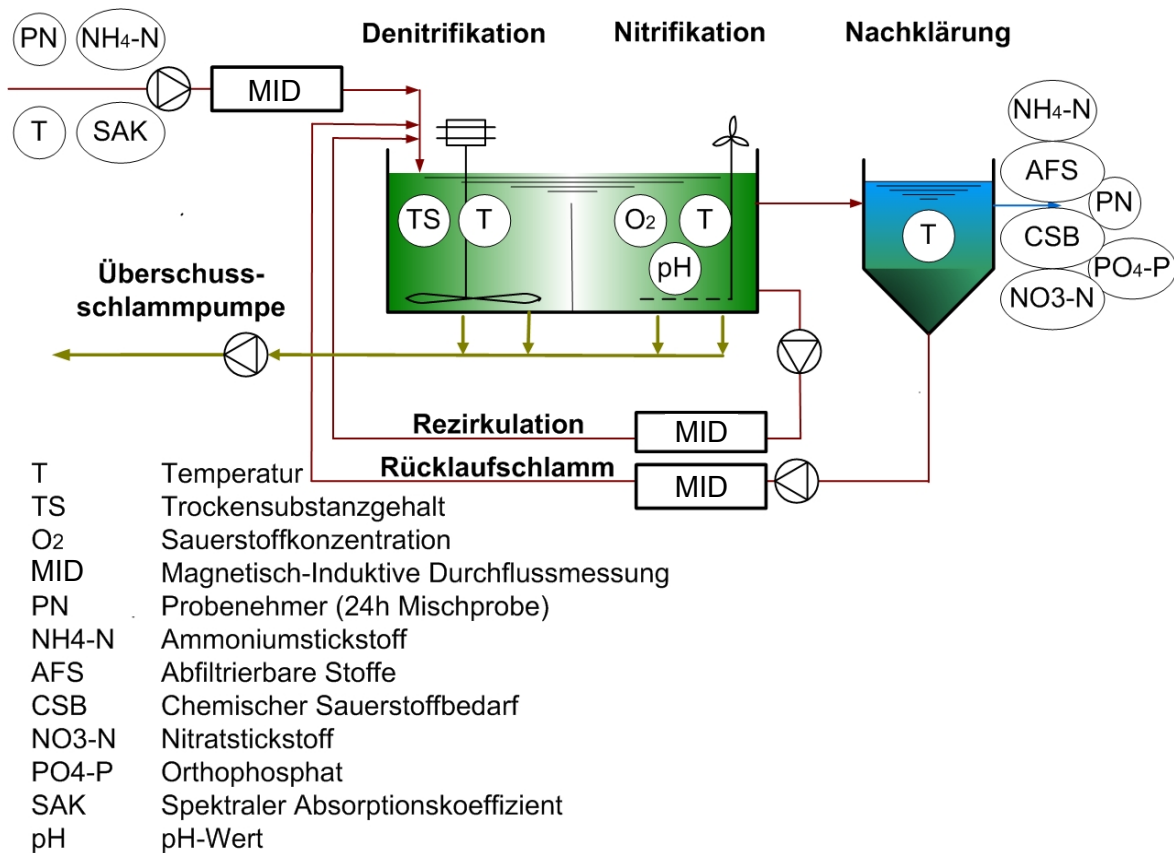


Bild 24: Messpunkte der kontinuierlichen Messtechnik und der Probenehmer auf der Versuchsanlage Düsseldorf



## 5.7 Beschreibung der Versuchsreihen

### 5.7.1 Versuchsreihen auf den Laboranlagen

#### Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren

Zur Bestimmung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren wurde ein Versuch über 31 Tage durchgeführt. Dieser unterteilt sich in eine am Anfang stehende Referenzversuchsphase (1 - 9), eine Phase der Aufsatzung des Belebungsreaktors (10 - 15) und der Versuchsphase (11 - 31). Im Referenzversuchszeitraum wurde kein Salz zudosiert. In der Phase der Aufsatzung wurde die Salzkonzentration im Belebungsreaktor schrittweise über mehrere Tage auf 10 g/l erhöht. Die Abwassertemperatur lag während des gesamten Versuchs bei  $25\text{ °C} \pm 1\text{ °C}$ .

#### Untersuchung der Auswirkung geringer CSB-Zulaufbelastungen auf das Belebungsverfahren

Zur Untersuchung der Auswirkung geringer Zulaufbelastungen wurden acht Versuchsreihen durchgeführt. Diese unterteilen sich in vier Hauptversuchsreihen, welche sich durch geringfügig unterschiedliche Versuchseinstellungen wiederum in Unterversuchsreihen aufteilen lassen (Tabelle 12). Ausgehend von einem C : N Verhältnis im Zulauf von 6,8 : 1 wurde es im Laufe der Versuchsreihen bis auf 3,5 : 1 reduziert. Die Gesamtstickstoffkonzentration des künstlichen Abwassers blieb weitestgehend konstant und es erfolgte eine Reduktion des CSB im Zulauf.

Tabelle 12: Versuchsreihen zur Untersuchung der Auswirkung geringer Zulaufbelastungen auf das Belebungsverfahren

Versuchsreihe	Versuchstage	Temperatur in °C
1	1 - 6	25
2a	7 - 12	25
2b	13 - 21	25
2c	22 - 26	25
3a	29 - 37	25
3b	38 - 44	25
4a	48 - 55	25
4b	56 - 64	30

## Untersuchung des Einflusses niedriger Abwassertemperaturen beim Belüungsverfahren

Auf einer Sequencing Batch Laboranlage wurde pro Temperaturstufe von 3 bis 15 °C in 3 °C Schritten je eine Versuchsreihe mit suspendierter und eine Versuchsreihe mit sessiler Biomasse durchgeführt. Ein Referenzreaktor mit suspendierter Biomasse bei 15 °C wurde parallel zu den Versuchsreihen betrieben.

### 5.7.2 Versuchsreihen auf der Versuchsanlage Ölbachtal

Die Versuchsanlage Ölbachtal wurde Ende 2005 in Betrieb genommen. Nach einer Einfahrphase wurden die Messphasen ab Ende Februar 2006 (Versuchsreihen 2006, Tabelle 13) durchgeführt. In den Versuchsreihen 2006 wurde noch nicht das aerobe Mindestschlammalter bei hohen Abwassertemperaturen untersucht. Eine regelmäßige Ermittlung der abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf der Versuchsanlagen wurde deshalb und aus Kostengründen noch nicht durchgeführt.

Tabelle 13: Versuchsreihen zur Untersuchung von Abbauraten bei erhöhten Temperaturen

Versuchsreihe Nr.	Versuchszeitraum	Abwassertemperatur
1	7.2. - 23.2.2006	15 °C
2	5.6. - 22.6.2006	15 °C
3	22.10. - 23.12.2006	15 °C
4	23.6. - 14.7.2006	15 °C
5	10.12. - 23.12.2006	20 °C
6	23.7. - 15.8.2006	20 °C
7	21.8. - 5.9.2006	20 °C
8	21.8. - 31.8.2006	25 °C
9	10.10. - 29.10.2006	25 °C
10	30.10. - 7.12.2006	25 °C

In den Versuchsreihen von Januar bis Ende August 2007 wurden die abfiltrierbaren Stoffe regelmäßig gemessen, um die Höhe des aeroben Mindestschlammalters der gesicherten Nitrifikation zu ermitteln. Tabelle 14 zeigt die Versuchsreihen 2007.

Tabelle 14: Versuchsreihen zur Ermittlung des Mindestschlammalters und der Abbauraten bei hohen Temperaturen

Versuchsreihe Nr.	Versuchszeitraum	Abwassertemperatur
11	21.1. - 18.2.2007	15 °C
12	27.2. - 27.3.2007	15 °C
13	28.3. - 26.4.2007	15 °C
14	22.5. - 11.6.2007	15 °C
15	25.1. - 18.2.2007	15 °C
16	23.6. - 21.7.2007	20 °C
17	22.7. - 1.8.2007	20 °C
18	3.8. - 23.8.2007	20 °C
19	8.5. - 21.5.2007	25 °C
20	6.8. - 24.8.2007	25 °C
21	27.2. - 27.3.2007	30 °C
22	30.5. - 11.6.2007	30 °C
23	12.6. - 22.6.2007	30 °C
24	23.6. - 5.7.2007	30 °C
25	6.7. - 31.7.2007	30 °C
26	28.3. - 26.4.2007	35 °C

### 5.7.3 Versuchsreihen auf der Versuchsanlage Düsseldorf

Die Versuchsanlage Düsseldorf wurde Ende Juli 2007 in Betrieb genommen. Nach einer Einfahrphase von 1,5 Monaten wurde die erste Testreihe Mitte September durchgeführt. Diese erste Versuchsreihe diente zum Vergleich beider Versuchsstraßen untereinander. Zu dieser Zeit wurde die Probenahme nicht regelmäßig, sondern nur als Stichprobe in Abhängigkeit vom Betriebsverlauf (Kontrolle, Kalibrierung der Messtechnik) durchgeführt. Des Weiteren wurde in dieser Zeit der Aufbau der Messtechnik durchgeführt und kalibriert. Nach Installation der Messtechnik und erfolgreichem Vergleichsphasenabschluss wurde Anfang Oktober 2007 mit einer Versuchsreihe bei 30 °C begonnen. Die Versuchstemperaturen konnten, wie bereits in Kapitel 5.6 erwähnt, nur in der warmen Versuchsstraße auf 1 °C genau eingestellt werden. In der Referenzversuchsstraße entsprach die Abwassertemperatur im Becken der Temperatur des zufließenden Abwassers. Im Zeitraum Mitte Oktober bis Mitte November 2007 wurden die Versuche in der warmen Versuchsstraße bei einer Abwassertemperatur von 30 °C durchgeführt. In

der Referenzversuchsstraße herrschte in diesem Zeitraum eine Abwassertemperatur von 20 bis 23 °C. Ab Mitte November bis Ende Dezember 2007 wurden in der warmen Versuchsstraße Versuche bei einer Abwassertemperatur von 25 °C durchgeführt. Im selben Zeitraum wurde in der Referenzversuchsstraße ein Versuch bei einer Abwassertemperatur von 18 °C durchgeführt. Ein Referenzversuch bei einer Abwassertemperatur von 15 °C konnte nicht durchgeführt werden, da die Temperatur des zufließenden Abwassers 18 °C nicht unterschritt.

Tabelle 15: Versuchsreihen der Versuchsanlage Düsseldorf

Versuchszeitraum	Versuchsreihe Nr.	Temperatur
22.11. - 9.12.2007	1	18 °C
25.10. - 21.11.2007	2	20 °C
26.9. - 24.10.2007	3	23 °C
8.11. - 21.11.2007	4	25 °C
22.11. - 3.12.2007	5	25 °C
6.12. - 14.12.2007	6	25 °C
4.10. - 14.10.2007	7	30 °C
15.10. - 24.10.2007	8	30 °C
25.10. - 9.11.2007	9	30 °C

## 6 Methoden der Versuchsauswertung

### 6.1 Bestimmung des aeroben Schlammalters der Versuchsreihen

Das Gesamtschlammalter der jeweiligen Versuchsreihen wurde aus einer Massenbilanz nach der folgenden Gleichung ermittelt:

$$t_{TS} = \frac{V_{BB} \cdot TS_{BB}}{(Q_{\ddot{U}S} \cdot TS_{\ddot{U}S} + Q_{AB} \cdot AFS_{AB})} \quad \text{Gl. 69}$$

mit:

- $t_{TS}$  Gesamtschlammalter in d
- $V_{BB}$  Volumen des Belebungsreaktors in  $m^3$
- $TS_{BB}$  Trockensubstanzgehalt im Belebungsreaktor in  $kg/m^3$
- $Q_{\ddot{U}S}$  Überschussschlammabzug in  $m^3/d$
- $TS_{\ddot{U}S}$  Trockensubstanzgehalt des Überschussschlammes in  $kg/m^3$
- $Q_{AB}$  Volumenstrom des Ablaufs Nachklärung in  $m^3/d$
- $AFS_{AB}$  Abfiltrierbare Stoffe im Ablauf Nachklärung in  $kg/m^3$

Das aerobe Schlammalter entspricht dem Gesamtschlammalter bei einem Betrieb der Versuchsanlage Ölbachtal mit ausschließlich Nitrifikation und Kohlenstoffabbau. Sofern die Versuchsanlage als vorgeschaltete Denitrifikation betrieben wurde, war das Gesamtschlammalter mit dem Faktor  $V_N/V_{BB}$  zu multiplizieren, um das aerobe Schlammalter zu bestimmen (Gl. 70).

$$t_{TS,aerob} = \frac{V_N}{V_{BB}} \cdot t_{TS} \quad \text{Gl. 70}$$

mit:

- $t_{TS,aerob}$  Aerobes Mindestschlammalter in d
- $V_N$  Volumen des Nitrifikationsreaktors in  $m^3$

In den Versuchsreihen 2006 wurde die Messung der abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf der Versuchsanlage entsprechend dem Untersuchungsziel nicht regelmäßig vorgenommen. Der Ablauf wurde zur Kontrolle jedoch täglich visuell überprüft und das Ergebnis protokolliert. Es kam zu keinem Schlammabtrieb. Zur näherungsweise Bestimmung des Schlammalters erfolgte bei der späteren Auswertung die An-

nahme eines durchschnittlichen Wertes aus den Versuchsergebnissen der Versuchsreihen 2007. In den Versuchsreihen 2007 wurden die abfiltrierbaren Stoffe im Ablauf täglich bestimmt.

## 6.2 Ermittlung der Abbauraten für Kohlenstoffverbindungen, Ammonium- und Nitratstickstoff

Die durchschnittliche Abbaurate über den jeweiligen Versuchszeitraum wurde aus einer Frachtbilanz des betrachteten Stoffstroms bestimmt (CSB,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{N}_{\text{ges}}$ ). Zur Ermittlung der Kohlenstoffmassenbilanz wurde die eliminierte CSB-Fracht aus der Differenz von zulaufender CSB-Fracht und ablaufender CSB-Fracht berechnet. Im Ablauf wurde der CSB als filtrierter CSB (Porenweite: 0,45 nm) gemessen. Hiermit wurde sichergestellt, dass ein zufälliger Schlammanteil im Ablauf keine Auswirkungen auf das Messergebnis hatte. Im Zulauf wurde der homogenisierte CSB gemessen, um auch den abbaubaren CSB aus partikulär zufließenden Stoffen zu berücksichtigen.

$$B_{d,\text{CSBeli}} = B_{d,\text{CSB,Zu}} - B_{d,\text{CSB,Ab}} \quad \text{Gl. 71}$$

mit:

$B_{d,\text{CSBeli}}$  Abgebaute CSB-Fracht in g/d

$B_{d,\text{CSB,Zu}}$  Zulaufende CSB-Fracht zum Belebungsreaktor in g/d

$B_{d,\text{CSB,Ab}}$  Gelöste CSB-Fracht im Ablauf der Nachklärung in g/d

Zur Bestimmung des durchschnittlichen Abbaus des Ammoniumstickstoffs wurde die nitrifizierte Stickstofffracht nach folgender Gleichung berechnet.

$$B_{d,\text{N,nitri}} = B_{d,\text{Nges,Zu}} - B_{d,\text{NH}_4\text{-N,Ab}} - B_{d,\text{Norg}} \quad \text{Gl. 72}$$

mit:

$B_{d,\text{N,nitri}}$  Nitrifizierte Stickstofffracht in g/d

$B_{d,\text{Nges,Zu}}$  Gesamtstickstofffracht im Zulauf zum Belebungsreaktor in g/d

$B_{d,\text{NH}_4\text{-N,Ab}}$  Ablaufende  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht aus dem Ablauf Nachklärung in g/d

$B_{d,\text{Norg}}$  Ablaufende organische Stickstofffracht in g/d

In den Versuchsreihen Ölbachtal wurde im Ablauf die organische Stickstoffkonzentration aus Gründen der Kostenersparnis nicht gemessen. Bei der Berechnung

der Abbaurrate des Ammoniumstickstoffs konnte die Fracht aus organischem Stickstoff deshalb nicht berücksichtigt werden. In den Versuchsreihen auf der Versuchsanlage Düsseldorf wurden demgegenüber alle Stickstofffraktionen im Ablauf gemessen. Ebenfalls wurde bei der Berechnung der Denitrifikationsrate der Versuchsreihen Ölbachtal die organische Stickstofffracht und die Nitritstickstofffracht bei der Berechnung der gesamten Stickstofffracht im Ablauf nicht eingerechnet. Aufgrund der geringen Konzentration des Ammoniums und des organischen Stickstoffs im Ablauf wurde die denitrifizierte Stickstofffracht nach folgender Gleichung berechnet:

$$B_{d,N,deni} = B_{d,N,ges,Zu} - B_{d,N,ges,Ab} \quad \text{Gl. 73}$$

mit:

- $B_{d,N,deni}$  Denitrifizierte Stickstofffracht in g/d  
 $B_{d,N,ges,Zu}$  Gesamtstickstofffracht im Zulauf zum Belebungsreaktor in g/d  
 $B_{d,N,ges,Ab}$  Ablaufende  $N_{ges}$ -Fracht aus dem Ablauf Nachklärung in g/d

Zum Vergleich der Versuchsreihen untereinander war eine Berechnung der spezifischen Abbauraten von CSB,  $NH_4$ -N und  $N_{ges}$  bezogen auf die Biomasse im Belebungsreaktor (BMTS) erforderlich, da die Biomassenkonzentration schwankte. Die abgebauten CSB-Frachten wurden auf die gesamte Biomasse in den Belebungsreaktoren (Nitrifikation und Denitrifikation als BMTS) bezogen, so dass die spezifische Abbaurrate in g/g/d als CSB/BMTS bestimmt werden konnte. Die spezifische  $NH_4$ -N-Abbaurrate wurde bei allen Versuchsreihen auf die Biomasse des Nitrifikationsreaktors bezogen, die spezifische Denitrifikationsrate auf die Biomasse des Denitrifikationsreaktors.

$$\text{Spezifische CSB – Abbaurrate} = \frac{B_{d,CSB,eli}}{TS_{BB} \cdot V_{BB}} \quad \text{g/g/d} \quad \text{Gl. 74}$$

$$\text{Spezifische } NH_4 \text{ – N – Abbaurrate} = \frac{B_{d,N,nitri}}{TS_{BB} \cdot V_N} \quad \text{g/g/d} \quad \text{Gl. 75}$$

$$\text{Spezifische Denitrifikationsrate} = \frac{B_{d,N,deni}}{TS_{BB} \cdot V_D} \quad \text{g/g/d} \quad \text{Gl. 76}$$

mit:

$TS_{BB}$	Trockensubstanzgehalt im Belebungsreaktor in g/l
$V_N$	Volumen des Nitrifikationsreaktors in l
$V_D$	Volumen des Denitrifikationsreaktors in l
$V_{BB}$	Gesamtvolumen des Belebungsbeckens in l

### 6.3 Bestimmung des Überschussschlamm

Der gesamte Überschussschlammfall wurde aus dem abgezogenen Überschussschlamm und aus der Masse der abfiltrierbaren Feststoffe im Ablauf der Nachklärung berechnet (Gl. 77).

$$\dot{U}S_{d,C} = M_{\dot{U}S} + M_{AFS,Ab} \quad \text{Gl. 77}$$

$$\text{spezifische Schlammproduktion} = \frac{\dot{U}S_{d,C}}{B_{d,CSBel}} \quad \text{Gl. 78}$$

mit:

$\dot{U}S_{d,C}$	Tägliche Schlammproduktion in g/d
$M_{\dot{U}S}$	Überschussschlammmasse in g/d
$M_{AFS,Ab}$	Ablaufende Feststofffracht in g/d

Die spezifische Schlammproduktion in g/g als  $\dot{U}S_{d,C}/B_{d,CSBel}$  setzt sich aus der Schlammproduktion bezogen auf die eliminierte Kohlenstofffracht zusammen.

### 6.4 Messung der Sauerstoffverbrauchsrate

Die Sauerstoffverbrauchsrate wurde in den Versuchen auf der Versuchsanlage Ölbachtal zweimal wöchentlich bestimmt. Die Durchführung erfolgte in Anlehnung an die DIN 38414, Teil 6 Schlamm und Sedimente (Deutsches Institut für Normung e. V., 1984). Im Gegensatz zum DIN-Versuch wurde die Bestimmung der Sauerstoffverbrauchsrate mittels der nachfolgend beschriebenen Modifikation durchgeführt, um nicht nur die Substratatemung sondern auch die endogene Atmung bestimmen zu können. Zur Sicherung der Substratauszehung vor Beginn des Versuchs wurde der belebte Schlamm mindestens 12 Stunden lang belüftet. In Testversuchen konnte nachgewiesen werden, dass das Substrat spätestens nach 12 Stunden Belüftung veratmet war und die endogene Atmung bestimmt



werden konnte. Der belebte Schlamm wurde während der Belüftung und der Messung der Sauerstoffverbrauchsrate auf der Versuchstemperatur gehalten.

Bei einer Temperatur von 30 °C und Normaldruck liegt die maximale Löslichkeit von Sauerstoff in reinem Wasser bei 7,5 mg/l. Die maximale Löslichkeit des Sauerstoffs in belebtem Schlamm lag bei 30 °C ca. 1,0 bis 1,5 mg/l unterhalb der Löslichkeit von Sauerstoff in reinem Wasser. Diese geringere Löslichkeit in Verbindung mit dem schnellen Sauerstoffverbrauch führte dazu, dass die Zeitspanne für die Messung der Sauerstoffkonzentration nach Substratzugabe bei nur drei bis fünf Minuten lag.

### 6.5 Spitzenfaktor der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf

Der Spitzenfaktor der Ammoniumstickstoffkonzentration wurde anhand der kontinuierlichen Messung der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf zur Versuchsanlage bestimmt. Zunächst wurde ein Zwei-Stundenmittelwert aus den Ergebnissen der kontinuierlichen Messung (5 Minutenintervalle) berechnet. Danach wurde ein Tagesmittelwert bestimmt. Im Anschluss ließ sich der Spitzenfaktor als Quotient aus dem maximalen Zwei-Stundenmittelwert eines Tages und dem Tagesmittelwert desselben Tages gemäß Gl. 79 berechnen.

$$f_{\text{NH}_4\text{-N,Sp}} = \frac{M(X)_{2\text{h,max}}}{M(X)_d} \quad \text{Gl. 79}$$

mit:

$f_{\text{NH}_4\text{-N,Sp}}$	Spitzenfaktor der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf
$M(X)_{2\text{h,max}}$	Maximaler Zwei-Stundenmittelwert der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf in mg/l
$M(X)_d$	Tagesmittelwert der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf in mg/l

### 6.6 Bestimmung ammonium- und nitritoxidierender Bakterien

In den Versuchsreihen bei niedrigen Abwassertemperaturen wurde die Biomasse mittels Fluoreszenz-in-situ-Hybridisierung (FISH Mikroskopie) auf ammonium- und nitritoxidierende Bakterien hin untersucht. Bei diesem Verfahren werden mittels spezieller Gensonden die zu untersuchenden Bakterienarten markiert und unter Bestrahlung mit Licht zum Leuchten gebracht. Für die Untersuchungen wurde das Nitri-Vit System der Firma Vermicon (2007) verwendet. Eine Bestimmung der Quantität der markierten Bakterien erfolgt nach einem vom Nitri-Vit System vorgegebenen Auswerteschema (Vermicon, 2007). Das eingesetzte Mikroskop war ein

Epifluoreszenz Mikroskop der Marke Axiophot der Karl Zeiss AG. An Filtersätzen zur Erzeugung des Fluoreszenzlichts wurden die Filtersätze 09 (Anregungsspektrum von 450 bis 490 nm) und 15 (Anregungsspektrum  $546 \pm 12$  nm) eingesetzt.

## **7 Versuchsergebnisse und Diskussion**

### **7.1 Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentrationen auf das Belebungsverfahren**

#### **7.1.1 Versuchsbedingungen**

Zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentrationen auf die Abwasserreinigung mit dem Belebungsverfahren wurde ein Laborversuch bei 25 °C durchgeführt. Ausgangspunkt des Versuchs waren die Abwasserverhältnisse einiger afrikanischer und asiatischer Länder (Orth et al., 2005), deren Abwässer einen durch Meerwasseranteile erhöhten Salzgehalt aufweisen. Über einen Zeitraum von einem Monat wurde nach einer Einlauf- bzw. Adaptationsphase von 10 Tagen mit der erstmaligen Zugabe von Natriumchlorid (NaCl) begonnen. Die Konzentration wurde daraufhin in den nächsten 5 Tagen sukzessiv auf 10 g/l angehoben. Diese Konzentration wurde bis zum Versuchsende beibehalten. Die Leitfähigkeit stieg in dieser Zeit von durchschnittlich 0,66 auf maximal 18,5 mS/cm an. Gegen Ende des Versuchs fluktuierte die Leitfähigkeit geringfügig um 16,5 mS/cm (Bild 25). Das eingesetzte Abwasser wurde aus kommunalem Abwasser der Kläranlage Bochum Ölbachtal und künstlichem Abwasser (Kapitel 5.1.1) hergestellt. Der eingesetzte Schlamm wurde der Kläranlage Bochum Ölbachtal entnommen.

An einem Versuchstag der Versuchsphase (22. Versuchstag) mit hohem Salzgehalt wurde aufgrund eines Messgerätefehlers zuviel Ammoniumstickstoff in den Zulauf dosiert. Um diese Überdosierung zu kompensieren, wurde am folgenden Versuchstag die Zugabe von Ammoniumstickstoff ausgesetzt und anschließend bis zum 25. Versuchstag allmählich auf die volle Leistungsfähigkeit des Ammoniumstickstoffabbaus unter Salzeinfluss wieder gesteigert. Außerdem wurde sofort nach Bemerkung der Überdosierung die Belüftung für die nächsten 20 Stunden auf Dauerbelüftung geschaltet, so dass der im System befindliche Ammoniumstickstoff besser abgebaut werden konnte. Ebenfalls wurde die CSB Zulauffracht in diesem Zeitraum um etwa die Hälfte reduziert. Bei der Berechnung der mittleren spezifischen Abbauraten wurden diese Versuchstage nicht berücksichtigt.

Der Versuchszeitraum bei hohem Salzgehalt betrug 16 Versuchstage. Inwiefern eine Adaption der Biomasse nach längerer Versuchszeit stattfindet (beispielsweise ein bis zwei Monate), konnte im vorgegebenen Zeitrahmen nicht untersucht werden.

Tabelle 16: Versuchsbedingungen bei der Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren

		Minimal	Mittel	Maximal
Trockensubstanzgehalt	g/l	2,3	4,4	5,8
Biomasse im Reaktor	g	11,5	21,5	29,0
Masse Überschussschlamm	g/d	0,14	0,51	1,64
CSB-Schlammbelastung	g/(g·d)	0,10	0,46	1,07
pH-Wert		7,3	7,6	7,9
$B_{d,CSB}$	g/d	8,98		
$B_{d,N_{ges}}$	g/d	0,95		
$B_{d,NH_4-N}$	g/d	0,69		
Zufluss	l/d	20,48		
CSB-Raumbelastung	g/(l·d)	1,80		

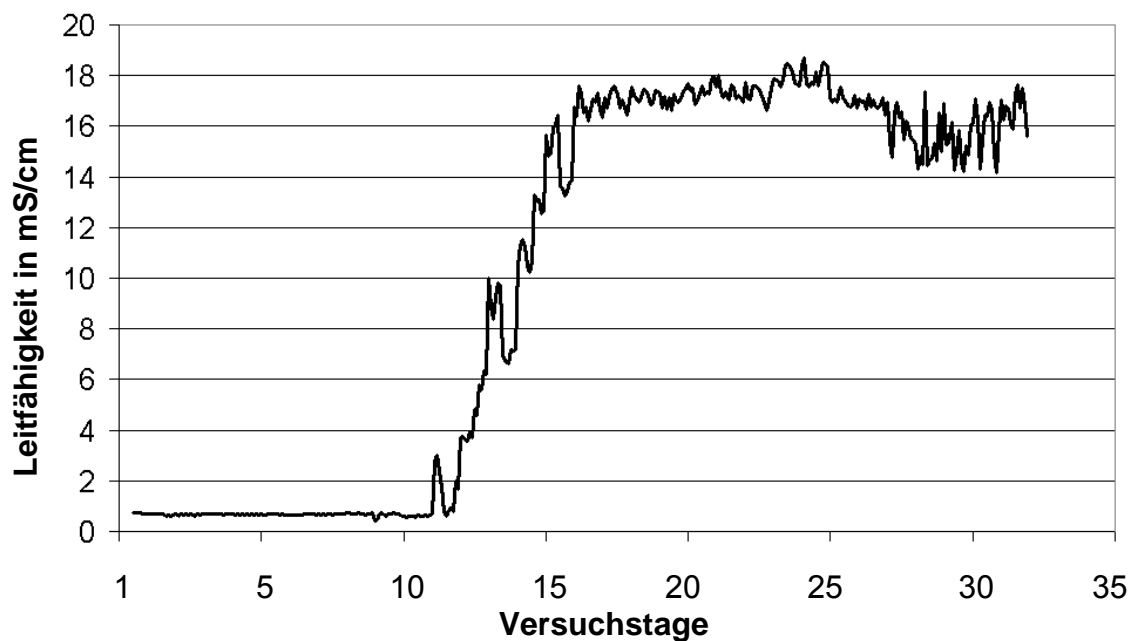


Bild 25: Leitfähigkeit im Belebungsreaktor während des Laborversuchs zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren

### 7.1.2 Kohlenstoffabbau bei hohem Salzgehalt

In der Referenz- und Einfahrphase betrug der tägliche CSB-Abbau im Mittel 93,5 % des gesamten verfügbaren CSB. Der spezifische CSB-Abbau betrug im Mittel über den Referenz- und Versuchszeitraum 0,85 g/g/d als CSB/BMTS (Tabelle 17).

In der Aufsalzungsphase ist der CSB-Abbau im Mittel noch nicht deutlich sichtbar gesunken, sondern betrug noch 91,2 %. Gegen Ende der Aufsalzungsphase sank der tägliche CSB-Abbaugrad bereits auf einen Wert von 80,3 %. Mit einem Wert von 0,62 g/g/d war der spezifische CSB-Abbau im Mittel der Aufsalzungsphase bereits 27 % geringer als in der Referenz- und Einfahrphase.

Der tägliche Abbaugrad des CSB im Mittel über die Versuchsphase bei hohem Salzgehalt lag während der Versuchstage 16 bis 21 nur noch bei 77,0 % und während der Versuchstage 27 bis 31 bei 80,2 %. Am 24. Versuchstag betrug der CSB-Abbau nur 50,2 %, was auf die beschriebene Reduktion der Zulauffracht zur Kompensation der NH<sub>4</sub>-Überdosierung am 22. Versuchstag zurückzuführen ist.

Nach dem 25. Versuchstag stieg der CSB-Abbaugrad bis zum Ende des Versuchs am 31. Versuchstag wieder auf 87,7 % an. Der spezifische CSB-Abbau betrug im Mittel der Versuchsphase bei hohem Salzgehalt nur noch 0,21 g/g/d CSB/BMTS (Versuchstage 16 - 21) bzw. 0,23 CSB/BMTS (Versuchstage 27 - 31). Dies ist eine Einbuße der spezifischen CSB-Eliminationsleistung von 75,7 % bzw. 73,5 % im Vergleich zur Referenz- und Einfahrphase. Die dennoch noch relativ hohe absolute Elimination von im Mittel ca. 80 % ist nur auf die erforderliche Reduzierung der Zulauffracht zurückzuführen

Tabelle 17: Mittlere spezifische CSB-Abbauraten der drei Versuchsphasen des Laborversuchs zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren

	Referenz- und Einfahrphase	Aufsalzungsphase	Versuchsphase mit 10 g/l Salz	
Versuchstag	1 - 9	10 - 15	16 - 21	27 - 31
Leitfähigkeit mS/cm	0,6 - 0,7	0,7 - 17,9	17,9 - 18,7	
Mittelwert g/g/d CSB/BMTS	0,85	0,62	0,21	0,23
Standardabweichung g/g/d CSB/BMTS	0,26	0,38	0,07	0,07

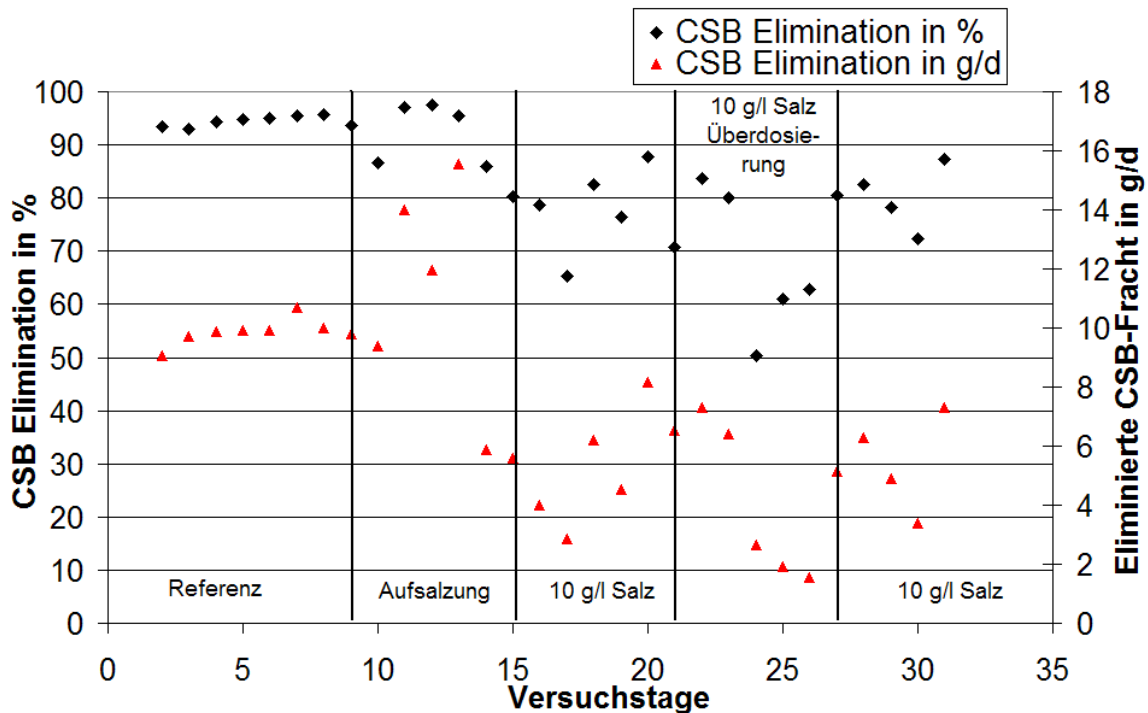


Bild 26: Kohlenstoffelimination des Laborversuchs zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren

### 7.1.3 Abbau des Ammoniumstickstoffs bei hohem Salzgehalt

Der Abbau des Ammoniumstickstoffs betrug in der Referenz- und Einfahrphase durchschnittlich 91,8 % vom zufließenden Gesamtstickstoff. Der minimale und maximale  $\text{NH}_4\text{-N}$  Abbaugrad lag bei 85,4 bzw. 98,8 %. Der spezifische Abbau des Ammoniumstickstoffs bezogen auf die Biomasse im Belebungsreaktor lag bei 68,4 mg/g/d als  $\text{NH}_4\text{-N/BMTS}$  (Tabelle 18). Die Ammoniumstickstoffkonzentration wurde im Belebungsreaktor kontinuierlich mittels einer ionenselektiven Sonde erfasst. Während der Aufsalzungsphase lag die maximale Ammoniumstickstoffkonzentration - mit Ausnahme zweier Spitzen - bei maximal 10 mg/l am Ende der jeweiligen Denitrifikationsphase.

In der Aufsalzungsphase wich der durchschnittliche  $\text{NH}_4\text{-N}$  Abbaugrad mit 91,2 % nur geringfügig vom Mittelwert des  $\text{NH}_4\text{-N}$  Abbaugrads der Referenz- und Einfahrphase ab. Das Minimum bzw. Maximum des  $\text{NH}_4\text{-N}$  Abbaugrads der Aufsalzungsphase (85,2 bzw. 96,4 %) lag ebenfalls nahe bei den Werten der Referenz- und Einfahrphase. Demgegenüber betrug der durchschnittliche spezifische Abbau des Ammoniumstickstoffs nur noch 56,0 mg/g/d als  $\text{NH}_4\text{-N/BMTS}$ , was einem Rückgang von ca. 18 % entspricht. Erste negative Auswirkungen der Aufsalzung auf die Nitrifikationsleistung waren somit erkennbar. Dieses zeigt

ebenfalls der bereits erkennbare Anstieg der Ammoniumstickstoffkonzentration in Bild 28 zwischen dem 10. und 15. Versuchstag.

Die Ergebnisse der Versuchsphase bei dauerhaft hohem Salzgehalt von 10 g/l weisen deutliche Differenzen zur Referenz- und Einfahrphase auf. Im Mittel sinkt der prozentuale Abbaugrad in den Versuchstagen 15 bis 21 bzw. 27 bis 31 auf nur 79,5 % bzw. 89,3 % des zufließenden Ammoniumstickstoffs. Die zufließende Ammoniumstickstofffracht musste jedoch nach Ende der Aufsalzungsphase reduziert werden, da die Ammoniumstickstoffkonzentration im Belebungsreaktor anstieg (ab dem 17. Versuchstag, Bild 28). Die Einbuße der Nitrifikationsleistung zeigt sich deshalb deutlich in der Höhe der durchschnittlichen spezifischen Abbaurrate des Ammoniumstickstoffs von nur noch 33,5 mg/g/d als  $\text{NH}_4\text{-N/BMTS}$  während der Versuchstage 16 bis 21 bzw. 24,2 mg/g/d während der Versuchstage 27 bis 31. Dies entspricht einem Abfall der spezifischen Abbaurrate des Ammoniumstickstoffs auf 49,0 % (Versuchstage 16 bis 21) bzw. 35,4 % (Versuchstage 27 bis 31) im Vergleich zur Referenz- und Einfahrphase ohne hohen Salzgehalt.

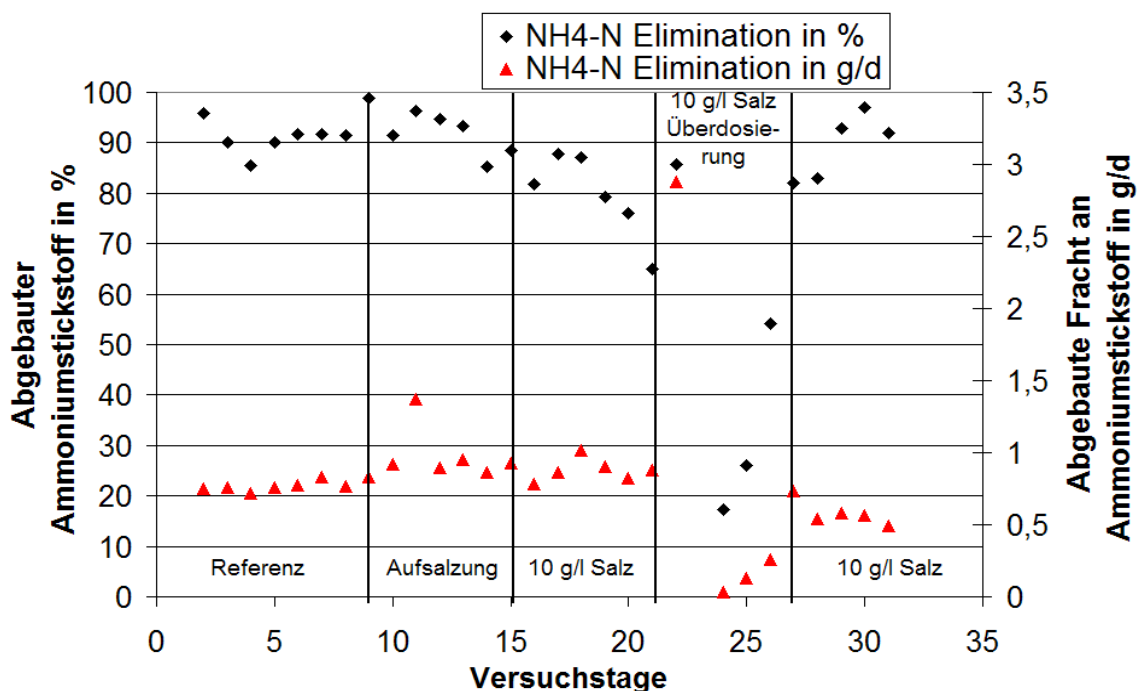


Bild 27: Ammoniumstickstoffabbau des Laborversuchs zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren bei 25 °C

Tabelle 18: Mittlere  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Abbauraten der drei Versuchsphasen des Laborversuchs zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belüftungsverfahren

	Referenz- und Einfahrphase	Aufsalzungsphase	Versuchsphase mit 10 g/l Salz	
Versuchstag	1 - 9	10 - 15	16 - 21	27 - 31
Leitfähigkeit mS/cm	0,6 - 0,7	0,7 - 17,9	17,9 - 18,7	
Mittelwert mg/g/d $\text{NH}_4\text{-N/BMST}$	68,4	56,0	33,5	24,2
Standardabweichung mg/g/d $\text{NH}_4\text{-N/BMST}$	22,6	26,7	3,9	3,1

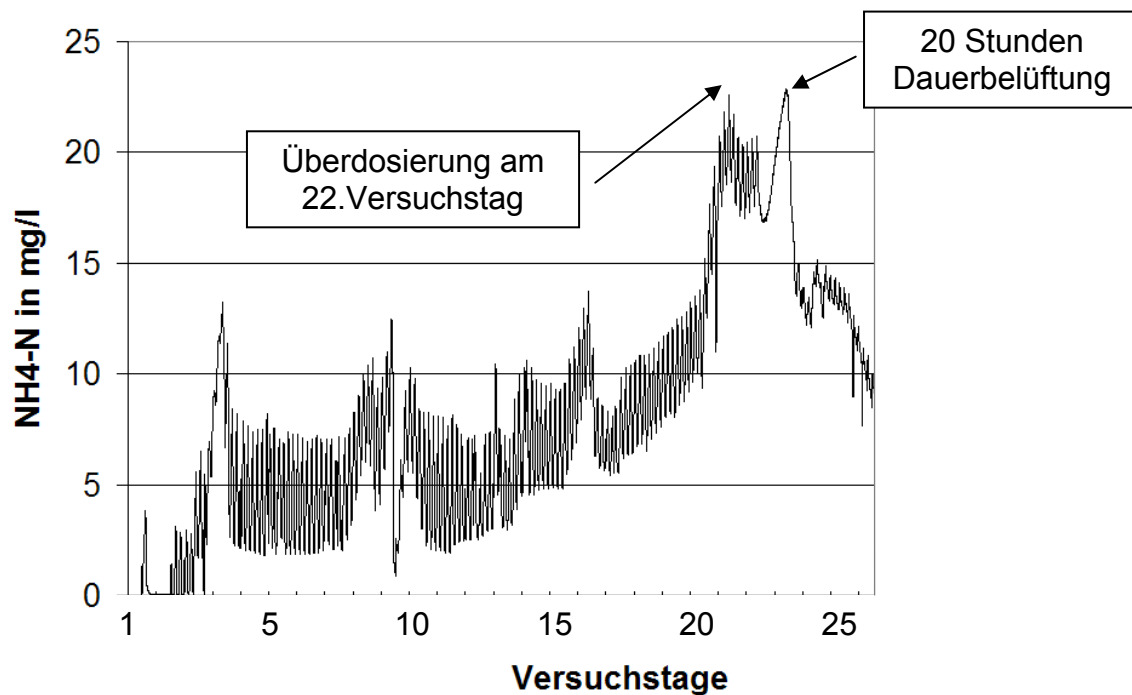


Bild 28: Ammoniumstickstoffkonzentration in der Belüftung des Versuchs bei hohen Salzgehalten

Gegen Ende der Versuchsreihe ist das Messwertsignal des ionenselektiven Sensors abgedriftet, so dass ab dem 27. Versuchstag eine kontinuierliche Messung nicht mehr verfügbar war.

Der untersuchte Salzgehalt von 10 g/l entspricht in etwa einem Drittel der Salzkonzentration von Meerwasser. Bei einem Salzgehalt von 10 g/l waren zwar der CSB-Abbau und die Nitrifikation noch möglich, die spezifische Abbauleistung war



jedoch bereits sehr stark eingeschränkt. Bei allen Abwässern mit deutlich erhöhtem Salzgehalt sind deshalb besondere Untersuchungen bzw. Abbauversuche zu empfehlen.

## **7.2 Untersuchung der Auswirkung geringer Zulaufbelastungen auf das Belebungsverfahren bei hohen Abwassertemperaturen**

### **7.2.1 Versuchsbedingungen**

Die Auswirkung geringer Zulaufbelastungen auf das Belebungsverfahren insbesondere auf den Abbau des Gesamtstickstoffs wurde im Laborversuch untersucht. Ausgangspunkt der Untersuchung waren thailändische Abwasserverhältnisse, da dort aufgrund von häuslicher Vorbehandlung häufig sehr niedrige C : N Verhältnisse und Stoffkonzentrationen vorliegen. Aus vorhandenen thailändischen Messdaten (Feierabend, 2006) wurde ein durchschnittliches C : N Verhältnis von 3,9 : 1 bestimmt (Wöffen, 2008). Auf Grundlage einer CSB-Konzentration von 100 mg/l im Zulauf einer Kläranlage, wie es in Thailand typisch ist, bedeutet dies, dass 26 mg/l Gesamtstickstoff im Abwasser enthalten sind. Gute C : N Verhältnisse für den Betrieb einer Kläranlage mit vollständiger Stickstoffelimination liegen bei z. B. 8 : 1 bis 12 : 1 (Henze et al., 2002).

Im Rahmen der praktischen Versuche wurde ausgehend von einem C : N Verhältnis von 6,8 : 1 (Einfahren der Laboranlage), das C : N Verhältnis während des 64 Tage dauernden Versuchs auf einen Wert von 3,5 : 1 reduziert. In den acht Versuchsreihen wurden diverse Maßnahmen (z. B. Zugabe von Kohlenstoff, Variation des Belüftungsintervalls etc.) zur Optimierung der Denitrifikationsleistung erprobt.

Tabelle 19 zeigt die Versuchsbedingungen aller Versuchsreihen und erläutert in Stichpunkten die wesentlichen Unterschiede der Versuchsreihen untereinander.

Tabelle 19: Versuchsreihen des Laborversuchs zur Untersuchung des Einflusses geringer Zulaufkonzentrationen und niedriger C : N Verhältnisse (Wöffen, 2008)

Versuchsreihe	Versuchstage	Temperatur in °C	Volumen Belebung in l	CSB <sub>Zu</sub> in mg/l	N <sub>ges,Zu</sub> in mg/l	C : N	Belüftung belüftet : unbelüftet	Merkmale
1	1 - 6	25	16,0	159	23	6,8	2 h : 2 h	Einfahrt der Versuchsanlage
2a	7 -12	25	16,0	125	27	4,6	2 h : 2 h	Änderung des C : N Verhältnisses auf 4,6 : 1; 10. und 11. Tag: CSB Erhöhung mittels Glucose
2b	13 - 21	25	16,0	124	27	4,5	1 h : 3 h	Absetzen der Glucosedosierung; Änderung des Belüftungsintervalls auf 1 h : 3 h; Änderung des C : N Verhältnisses auf 4,5 : 1
2c	22 - 26	25	16,0	123	27	4,5	0,5 h : 1 h	Änderung des Belüftungsintervalls auf 0,5 h : 1 h
3a	29 - 37	25	17,5	122	27	4,5	2 h : 2 h	Zusätzlicher anaerober Vorschaltreaktor mit KALDNES <sup>®</sup> -Trägermaterial; Änderung des Belüftungsintervalls auf 2 h : 2 h
3b	38 - 44	25	17,5	122	27	4,5	1 h : 3 h	Zusätzlicher anaerober Vorschaltreaktor mit KALDNES <sup>®</sup> -Trägermaterial; Änderung des Belüftungsintervalls auf 1 h : 3 h
4a	48 - 55	25	16,0	101	29	3,5	1 h : 3 h	Außerbetriebnahme anaerober Vorschaltreaktor mit KALDNES <sup>®</sup> -Trägermaterial; Änderung des C : N Verhältnisses auf 3,5 : 1
4b	56 - 64	30	16,0	100	29	3,5	1 h : 3 h	Erhöhung der Temperatur im Belebungsreaktor von 25 auf 30 °C

### 7.2.2 Denitrifikationsleistung bei geringen CSB-Zulaufkonzentrationen und geringem C : N Verhältnis

Die Versuchsergebnisse werden zusammenfassend durch die spezifische Denitrifikationsrate und den prozentualen Abbau des Gesamtstickstoffs dargestellt. Die spezifische Denitrifikationsrate gibt das Verhältnis von eliminiertem Stickstoff zur Biomasse im Reaktor in mg/g/d an.

Versuchsreihe 1 diente der Einfahrt der Laboranlage bei einem C : N Verhältnis von 6,8 mit einer zulaufenden CSB-Konzentration von 159 mg/l. Bei dieser schon recht niedrigen CSB-Zulaufkonzentration in Versuchsreihe 1 wurden 36 % des zulaufenden Gesamtstickstoffs abgebaut. Die spezifische Denitrifikationsrate liegt jedoch mit 7 mg/g/d als  $N_{\text{eli}}/\text{BMTS}$  auf dem niedrigsten Wert aller Versuchsreihen, was mit dem zu Beginn des Versuchs hohen Trockensubstanzgehalt im Belebungsreaktor erklärbar ist. Im Laufe des 64 Tage dauernden Versuchsbetriebs ist der Trockensubstanzgehalt aufgrund geringen Biomassenwachstums kontinuierlich gesunken (Ausnahme: Anstieg des Trockensubstanzgehalts in Versuchsreihe 4b).

An zwei Tagen wurde während Versuchsreihe 2 leicht abbaubarer Kohlenstoff (verwendete Substanz: Glucose) zugegeben. Durch die Zugabe von Glucose ist die Denitrifikationsleistung der Biomasse überprüft worden. Den Anstieg des abgebauten Gesamtstickstoffs durch Denitrifikation nach der Zugabe von Glucose zeigt Bild 29. Am 10. und 11. Versuchstag wurde die Glucose zugegeben und in den Mischproben dieser Tage steigt der abgebaute Gesamtstickstoff an. Am 12. Versuchstag ist trotz Einstellung der Zudosierung von Glucose noch ausreichend Glucose im Belebungsreaktor vorhanden, so dass noch 15 mg/l Gesamtstickstoff durch Denitrifikation eliminiert wurden. Bei der Bestimmung der spezifischen Denitrifikationsrate ist dieser Effekt durch den Anstieg der CSB-Konzentration im Mittel über die Versuchsreihe allerdings nicht zu erkennen. Hierfür wäre eine längere Zudosierung von leicht abbaubarem Kohlenstoff erforderlich gewesen. Ziel der Zudosierung war die Überprüfung der Denitrifikationsleistung der Biomasse, welche deutlich zu erkennen in Bild 29 ansteigt. Aus diesem Grund wurde auch am 12. Versuchstag die Zudosierung eingestellt.

Die spezifischen Denitrifikationsraten aller Versuchsreihen sowie der prozentuale Anteil des eliminierten Stickstoffs am zur Verfügung stehenden Gesamtstickstoff sind in Bild 30 dargestellt.

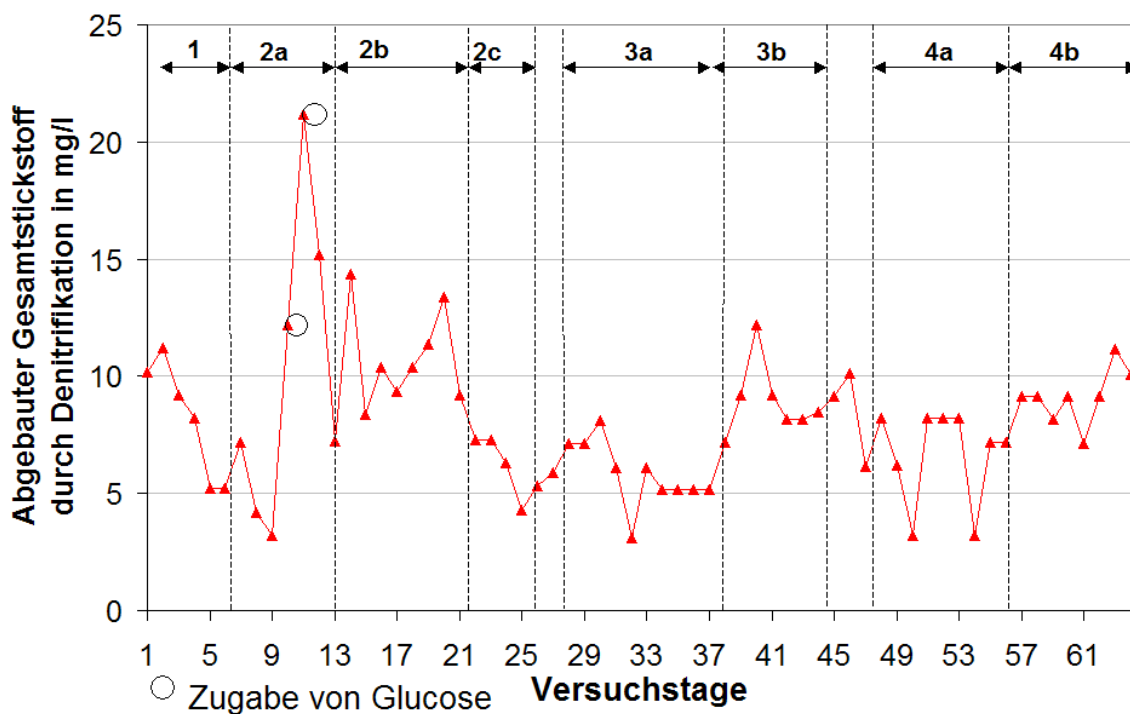


Bild 29: Durch Denitrifikation eliminierter Stickstoff bei geringer Zulaufbelastung (Wöffen, 2008)

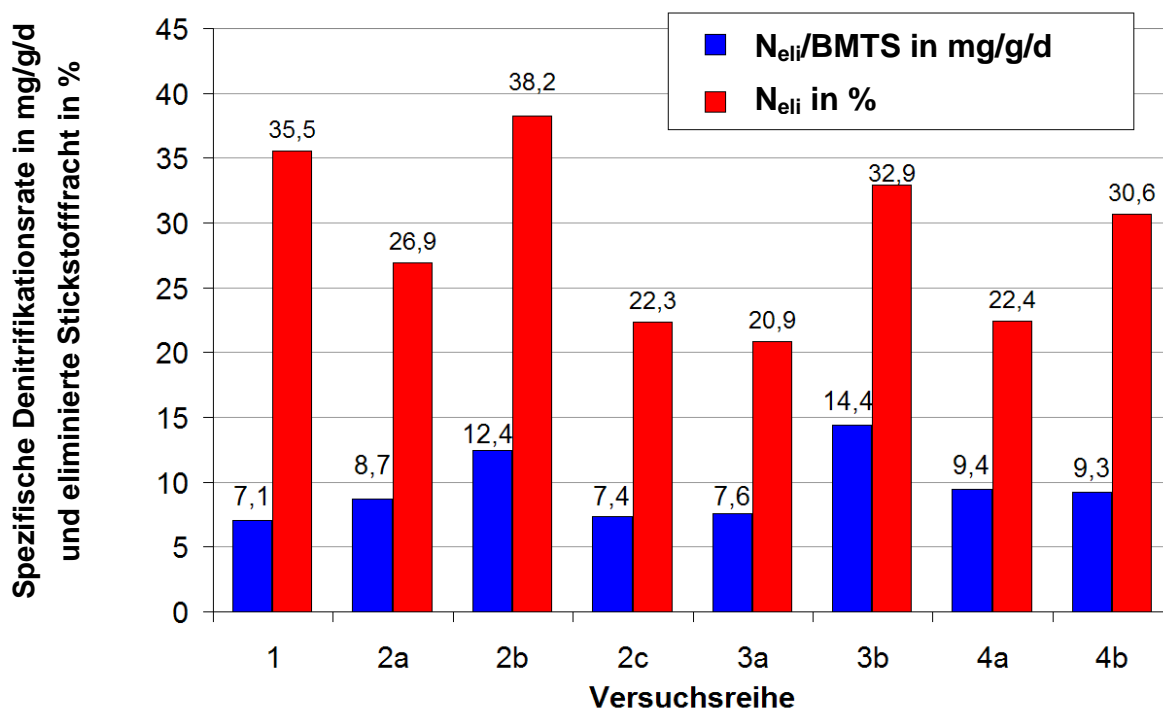


Bild 30: Spezifische Denitrifikationsrate  $N_{eli}/BMTS$  in mg/g/d und eliminiertes Stickstoff  $N_{eli}$  in % bei geringer Zulaufbelastung (Wöffen, 2008)

Die größte spezifische Denitrifikationsrate betrug 14,4 mg/g/d als  $N_{\text{el}}/\text{BMTS}$  in Versuchsreihe 3b. In Versuchsreihe 3b wurde mit Aufwuchskörpern und einem Belüftungsverhältnis von 1 Stunde belüftet zu 3 Stunden unbelüftet gearbeitet. Demgegenüber betrug die spezifische Denitrifikationsrate mit Aufwuchskörpern und einem Belüftungsverhältnis von 2 Stunden belüftet zu 2 Stunden unbelüftet bei sonst gleicher Versuchseinstellung nur 7,9 mg/g/d als  $N_{\text{el}}/\text{BMTS}$ . Eine Steigerung des spezifischen Abbaus des Gesamtstickstoffs um fast das Doppelte konnte somit allein aufgrund einer Änderung des Belüftungsverhältnisses erreicht werden. Trotzdem wurden nur 32,9 % des Gesamtstickstoffs abgebaut.

Die zweithöchste Denitrifikationsrate liegt in Versuchsreihe 2b mit 12,4 mg/g/d als  $N_{\text{el}}/\text{BMTS}$ . In dieser Versuchsreihe ohne Aufwuchskörper ist ebenfalls ein Belüftungsverhältnis von 1 Stunde belüftet zu 3 Stunden unbelüftet eingestellt worden. Versuchsreihen 2a und 2c mit Belüftungsverhältnissen von 2 bzw. 0,5 Stunden belüftet zu 2 bzw. 1 Stunde unbelüftet weisen geringere spezifische Denitrifikationsraten von 8,7 bzw. 7,4 mg/g/d als  $N_{\text{el}}/\text{BMTS}$  auf.

Als erstes Ergebnis kann somit festgehalten werden, dass bei den Versuchsreihen mit einem Belüftungsverhältnis von 1 Stunde belüftet zu 3 Stunden unbelüftet höhere spezifische Denitrifikationsraten erzielt wurden als bei den anderen untersuchten Belüftungsverhältnissen. Dies bedeutet, dass eine Erhöhung der Denitrifikationsleistung trotz ungünstiger Zulaufverhältnisse durch Änderung des Belüftungsverhältnisses möglich ist. Eine grundsätzlich andere Möglichkeit zur Erhöhung der Denitrifikationsleistung ist eine dem Belüftungsverhältnis entsprechende Erhöhung des Anteils des Denitrifikationsvolumens.

Aus diesem Grund ist für die letzten beiden Versuchsreihen 4a und 4b das Belüftungsverhältnis auf diesen Wert eingestellt worden. Ebenfalls wurde bei beiden Versuchsreihen das C : N Verhältnis auf 3,5 : 1 reduziert. Diese beiden Versuchsreihen unterscheiden sich untereinander nur durch eine Temperaturerhöhung von 25 °C in Versuchsreihe 4a auf 30 °C in Versuchsreihe 4b. Das Ergebnis zeigt keine Steigerung der spezifischen Denitrifikationsleistung aufgrund der Temperaturerhöhung. Für beide Versuchsreihen liegt die spezifische Denitrifikationsleistung bei 9,4 bzw. 9,3 mg/g/d als  $N_{\text{el}}/\text{BMTS}$ . Allerdings wurde in Versuchsreihe 4b 8,2 % mehr Gesamtstickstoff eliminiert. Dies ist jedoch Folge eines um etwa 1 g/l erhöhten Trockensubstanzgehaltes im Belebungsreaktors in Versuchsreihe 4b gegenüber Versuchsreihe 4a.

Insgesamt betrachtet sind die erzielten Ergebnisse trotz der verlängerten Denitrifikationsphasen und trotz der hohen Temperaturen unbefriedigend. Die Verlänge-

rung der Denitrifikationsphasen würde einem  $V_D/V_{BB}$ -Verhältnis von 0,75 entsprechen, während z.B. das DWA-Arbeitsblatt A131 von Werten zwischen 0,2 und 0,5 ausgeht. Trotz dieser langen Denitrifikationsphasen waren hohe Stickstoffeliminationsleistungen, wie sie beispielsweise in Deutschland gefordert sind (AbWV, 2004), nicht erreichbar.

Als sinnvolle Methode zum Erreichen hoher Denitrifikationsleistungen in Belebungsanlagen mit geringen Zulaufkonzentrationen bzw. ungünstigen C : N Verhältnissen kommt bisher nur die Dosierung einer externen, möglichst leicht abbaubaren Kohlenstoffquelle in Frage. Es wurde bestätigt, dass die Denitrifikation auch bei hohen Abwassertemperaturen nur möglich ist, wenn ausreichend Kohlenstoffverbindungen vorhanden sind.

### **7.2.3 Schlammproduktion bei niedriger Zulaufbelastung**

Die Ergebnisse des Laborversuchs zur Untersuchung niedriger Zulaufbelastungen werden als absolute Schlammproduktion in g/d und als spezifische Schlammproduktion bzw. als Ertragskoeffizient der Biomasse  $Y$  in g/g als  $BMTS/CSB_{eli}$  jeweils im Versuchsreihenmittel dargestellt (Tabelle 20)

Die spezifische Schlammproduktion liegt im Mittel zwischen 0,15 und 0,57 g/g als  $BMTS/CSB_{eli}$ . Zwar zeigte sich in zwei Versuchsreihen (3b und 4a) eine eher geringe spezifische Schlammproduktion von nur 0,15 bzw. 0,19 g/g als  $BMTS/CSB_{eli}$ , allerdings liegen die Ergebnisse der anderen sechs Versuchsreihen bei bzw. deutlich über 0,30 g/g als  $BMTS/CSB_{eli}$ . Die absolute Schlammproduktion ist zwar gering, jedoch liegt die spezifische Schlammproduktion in einer Größenordnung, wie sie auch in Bemessungsempfehlungen angegeben wird (vgl. Kapitel 4). Das bedeutet, dass zwar in einer Belebungsanlage mit geringer Zulaufbelastung absolut weniger Überschussschlamm anfällt, jedoch der Ertrag an Biomasse aus dem zur Verfügung stehendem Substrat gleich hoch ist, wie in Belebungsanlagen mit „normaler“ Zulaufbelastung. Eine Abschätzung des Schlammanfalls aufgrund gängiger Bemessungsempfehlungen kann somit durchaus auch bei der Bemessung von Belebungsanlagen mit geringer Zulaufbelastung als erste Näherung durchgeführt werden, da diese die Schlammmasse aus dem Substratverbrauch prognostizieren. Idealerweise sollten jedoch auch Schlammproduktionsversuche unter den örtlichen Bedingungen durchgeführt werden, um die rechnerische Näherung der Bemessungsempfehlung zu optimieren.

Tabelle 20: Durchschnittliche spezifische Schlammproduktion bei niedrigen Zulaufkonzentrationen

Versuchsreihe	Temperatur in °C	ÜS <sub>d,c</sub> in g/d	Spez. ÜS-Produktion in g/g BMTS/CSB <sub>eli</sub>
1	25	1,7	0,34
2a	25	1,9	0,32
2b	25	2,0	0,40
2c	25	2,7	0,57
3a	25	1,7	0,38
3b	25	0,8	0,15
4a	25	0,8	0,19
4b	30	1,2	0,29

### 7.3 Untersuchung des Einflusses von tiefen Temperaturen beim Belüungsverfahren

#### 7.3.1 Versuchsbedingungen

Um einen Vergleich der Betriebsergebnisse der drei Reaktoren (Referenzreaktor, Reaktor mit suspendierter und mit sessiler Biomasse) zu ermöglichen, wurde die Trockensubstanz in allen Reaktoren auf ca. 4 g/l eingestellt. Die Trockensubstanz im Reaktor mit sessiler Biomasse wurde als die Summe des sessilen und des suspendierten Anteils berechnet, wobei der sessile Anteil etwa ein Drittel der gesamten Trockensubstanz betrug. Damit war in allen Reaktoren die gleiche Schlammbelastung eingestellt, und zwar für CSB/BMTS ca. 0,14 g/g/d und für NH<sub>4</sub>-N/BMTS ca. 0,01 g/g/d. Die verschiedenen Temperaturstufen wurden mit einem Schlammalter entsprechend der Extrapolation des Arbeitsblatts A 131 angefahren. Im weiteren Verlauf wurde dann das Schlammalter so eingestellt, dass sich ein Trockensubstanzgehalt von 4 g/l einstellte. Hierzu wurde das gesamte Schlammalter durch eine Anpassung des Überschussschlammvolumens eingestellt, das täglich am Anfang eines Zyklus abgezogen wurde. Das aerobe Schlammalter wurde durch eine Anpassung der Länge der Belüigungsphasen verändert. Durch eine entsprechende Einstellung wurde das erforderliche aerobe Mindestschlammalter ermittelt, bei dem die russischen Ablaufanforderungen noch erfüllt werden.

Tabelle 21: Zulaufmengen zu den drei Belebungsreaktoren zur Untersuchung des Einflusses niedriger Temperaturen beim Belebungsverfahren (Sequencing Batch Verfahren)

		Minimal	Mittel	Maximal
• $B_{d,CSB}$	g/d	3,96	4,24	4,55
• $B_{d,Nges}$	g/d	0,32	0,37	0,40
• $B_{d,NH4-N}$	g/d	0,27	0,30	0,32
• $B_{d,AFS}$	g/d	0,35	0,99	1,88
• Zufluss Q	l/d	13,88		

Tabelle 22: Versuchsbedingungen des Sequencing Batch Laborversuchs zur Untersuchung des Einflusses niedriger Temperaturen beim Belebungsverfahren

		Minimal	Mittel	Maximal
Referenzreaktor				
Trockensubstanzgehalt	g/l	1,4	3,8	5,2
Biomasse im Reaktor	g	7,2	19,0	25,9
Masse Überschussschlamm	g/d	0,5	1,5	2,0
• CSB-Schlammbelastung	g/(g·d)	0,08	0,14	0,3
• pH-Wert		7,0	7,2	7,6
Reaktor mit suspendierter Biomasse				
Trockensubstanzgehalt	g/l	2,2	3,1	4,3
Biomasse im Reaktor	g	10,8	15,5	21,7
Masse Überschussschlamm	g/d	0,4	1,1	2,1
• CSB-Schlammbelastung	g/(g·d)	0,08	0,13	0,35
• pH-Wert		6,9	7,2	7,7
Reaktor mit sessiler Biomasse				
Trockensubstanzgehalt	g/l	2,7	4,0	4,8
Biomasse im Reaktor	g	13,7	20,2	23,9
Masse Überschussschlamm	g/d	0,5	1,2	2,0
• CSB-Schlammbelastung	g/(g·d)	0,08	0,12	0,21
• pH-Wert		7,1	7,3	7,7



### 7.3.2 Aerobe Mindestschlammalter

Die russischen Anforderungen, z. B. an das Einleiten von Abwasser in Fischzuchtgewässer und Badegewässer, erfordern für das gereinigte Abwasser eine Ammoniumstickstoffkonzentration unter 1 mg/l, was eine vollständige Nitrifikation voraussetzt (SanPiN 2000). Bei einer Abwassertemperatur von 15 °C konnte eine vollständige Nitrifikation in allen drei Reaktoren bei einem aeroben Schlammalter von 6 Tagen erreicht werden. Das aerobe Schlammalter lag im Referenzreaktor und im Reaktor mit der suspendierten Biomasse bei 6 Tagen, im Reaktor mit der sessilen Biomasse bei 5,6 Tagen (Tabelle 23 und Bild 31).

Entsprechend der konstanten Abwassertemperatur von 15 °C blieb das aerobe Schlammalter im Referenzreaktor während aller Versuche bei 6 Tagen. Die Erhöhung des aeroben Schlammalters, die erforderlich war, um die geforderten Ablaufwerte für Ammoniumstickstoff in den Versuchsreaktoren auch bei den folgenden Temperaturabsenkungen zu erreichen, wurde mit den Werten nach Gl. 12 gemäß ATV-DVWK A 131 (2000) verglichen. Bei Temperaturen von 12 und 9 °C lag das erforderliche Schlammalter im Reaktor mit der sessilen Biomasse um ca. 10 bzw. 13 % unter den sich nach Gl. 12 aus ATV-DVWK A 131 (2000) berechneten Werten. Im Reaktor mit der suspendierten Biomasse reichte dagegen ein nach Gl. 12 aus ATV-DVWK A 131 (2000) berechnetes aerobes Schlammalter nicht aus. Um die geforderten niedrigen Ammoniumstickstoffkonzentrationen im Reaktor mit der suspendierten Biomasse zu erreichen, musste das nach Gl. 12 aus ATV-DVWK A 131 (2000) berechnete Schlammalter bei einer Temperatur von 12 °C um ca. 7 % und bei einer Temperatur von 9 °C um ca. 21 % erhöht werden.

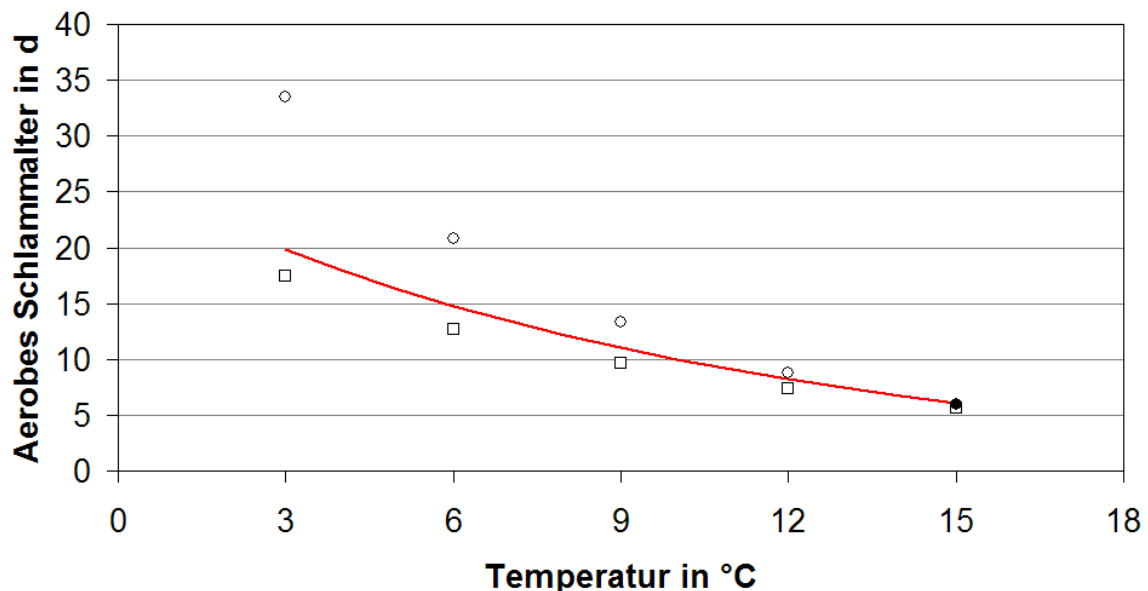
Bei Abwassertemperaturen von 6 und 3 °C waren die Unterschiede zwischen dem nach Gl. 12 aus ATV-DVWK A 131 (2000) berechneten aeroben Schlammalter und dem aeroben Schlammalter im Reaktor mit der suspendierten Biomasse noch stärker ausgeprägt. Im Reaktor mit suspendierter Biomasse war ein aerobes Schlammalter von ca. 21 Tagen bei 6 °C und von 34 Tagen bei 3 °C erforderlich. Dies ist ca. 40 bzw. 70 % mehr als nach ATV-DVWK A 131 (2000). Im Reaktor mit sessiler Biomasse konnte dagegen eine vollständige Nitrifikation mit einem aeroben Schlammalter von ca. 13 Tagen bei 6 °C und 18 Tagen bei 3 °C erreicht werden. Das bedeutet, dass für eine vollständige Nitrifikation im Reaktor mit der sessilen Biomasse ein um fast 40 bzw. ca. 50 % geringeres aerobes Schlammalter als im Reaktor mit der suspendierten Biomasse ausreichend war.

Im Referenzreaktor, der während der Versuche konstant bei ca. 15 °C und einem aeroben Schlammalter von 6 Tagen betrieben wurde, fand ebenfalls eine vollstän-

dige Nitrifikation statt. Dies bedeutet, dass die Schwankungen der Beschaffenheit des Zulaufs keine bzw. nur vernachlässigbare Auswirkungen auf die Einstellung des aeroben Mindestschlammalters hatten. Die Ergebnisse der Versuche zeigen damit die Abhängigkeit des erforderlichen aeroben Mindestschlammalters von der Abwassertemperatur.

Tabelle 23: Aerobes Mindestschlammalter des Sequencing Batch Laborversuchs bei Abwassertemperaturen von 3 bis 15 °C

Abwassertemperatur in °C	ATV-DVWK A 131 (2000) Gl. 12	SBR mit suspendierter Bi- omasse	SBR mit sessiler Biomas- se
	$t_{TS,aerob,Bem}$	$t_{TS,aerob}$	$t_{TS,aerob}$
15	6,1	6	5,6
12	8,2	8,8	7,4
9	11,0	13,3	9,6
6	14,8	20,8	12,7
3	19,8	33,5	17,5



- SBR mit suspendierter Biomasse
- SBR mit sessiler Biomasse
- Referenzreaktor bei 15 °C
- ATV-DVWK A 131 (2000)

Bild 31: Aerobe Mindestschlammalter für Abwassertemperaturen von 3 bis 15 °C während der Sequencing Batch Laborversuche

### 7.3.3 Ergebnisse der FISH Mikroskopie

Das Ziel der Fluoreszenz-in-situ-Hybridisierung-Mikroskopie (FISH Mikroskopie) war eine Bestimmung der Anzahl der nitrifizierenden Bakterien (ammonium- und nitritoxidierende Bakterien) in der suspendierten und der sessilen Biomasse bei niedrigen Abwassertemperaturen. Sie wurde nur im Reaktor mit Aufwuchskörpern durchgeführt. Die Ergebnisse werden in Bild 32 und Tabelle 24 präsentiert. Zu erkennen ist eine gleichmäßige Verteilung der ammonium- und nitritoxidierenden Bakterien in der suspendierten und der sessilen Biomasse bei der Referenztemperatur von 15 °C.

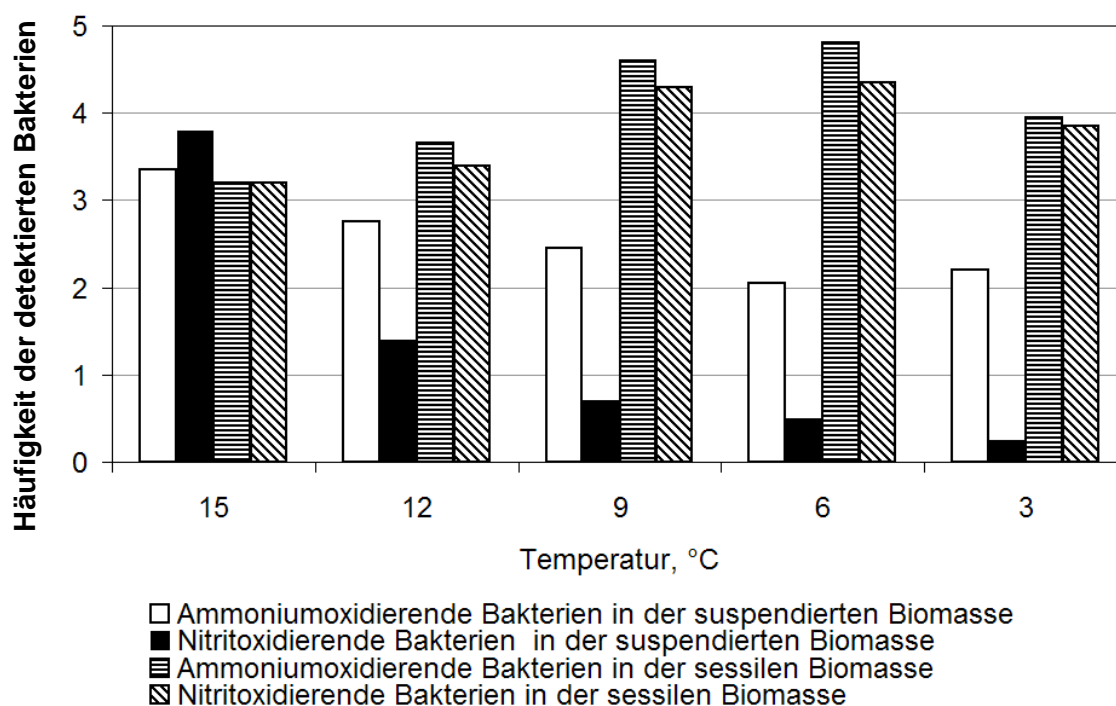


Bild 32: Ammonium- und nitritoxidierende Bakterien in der suspendierten und sessilen Biomasse der SBR Laboranlage (Häufigkeitsschlüssel nach Vermicon, 2007: 1 = sehr wenige Zellen, 2 = wenige Zellen, 3 = mäßig viele Zellen, 4 = viele Zellen, 5 = sehr viele Zellen, Reaktor mit Aufwuchskörpern)

Mit von 15 auf 6 °C sinkender Abwassertemperatur nimmt die Häufigkeit der detektierten ammonium- und nitritoxidierenden Bakterien in der sessilen Biomasse kontinuierlich zu. Lediglich nach einem weiteren Absinken der Abwassertemperatur von 6 auf 3 °C sinkt die Häufigkeit der detektierten ammonium- und nitritoxidierenden Bakterien wieder geringfügig.

Demgegenüber verringert sich die Häufigkeit der detektierten ammonium- und nitritoxidierenden Bakterien in der suspendierten Biomasse bei Absinken der Abwassertemperatur von 15 auf 3 °C. Insbesondere die nitritoxidierenden Bakterien sind nur noch in sehr geringer Häufigkeit vorhanden.

Tabelle 24: Ammonium- und nitritoxidierende Bakterien in der suspendierten und sessilen Biomasse der SBR Laboranlage (Häufigkeitsschlüssel nach Vermicon, 2007: 1 = sehr wenige Zellen, 2 = wenige Zellen, 3 = mäßig viele Zellen, 4 = viele Zellen, 5 = sehr viele Zellen)

	Temperatur in °C				
	3	6	9	12	15
Ammoniumoxidierende Bakterien in der suspendierten Biomasse	2.20	2.05	2.45	2.75	3.35
Ammoniumoxidierende Bakterien in der sessilen Biomasse	3.95	4.80	4.60	3.65	3.20
Nitritoxidierende Biomasse in der suspendierten Biomasse	0.25	0.50	0.70	1.40	3.80
Nitritoxidierende Biomasse in der sessilen Biomasse	3.85	4.35	4.30	3.40	3.20

Aus dem Vergleich lässt sich erkennen, dass bei der Temperatur von 3 °C die Anzahl an nitritoxidierenden Bakterien in der sessilen Biomasse mehr als 15 Mal höher ist als die in der suspendierten Biomasse. Leenen et al. (1997) konnten feststellen, dass bei einer Temperatur von 10°C die Verbrauchsraten des nitritoxidierenden Bakteriums *Nitrobacter agilis* im Biofilm fünf Mal höher als in der suspendierten Biomasse waren. Die Ursache hierfür könnte nach Leenen et al. (1997) eine verbesserte Diffusion von Substrat und Sauerstoff in den Biofilm bei tiefen Abwassertemperaturen sein. Die Diffusion von Substrat und Sauerstoff in den Biofilm ist eine grundsätzliche Voraussetzung für die Nitrifikation im Biofilm. Hieraus ließe sich ableiten, dass sich die Diffusion stärker limitierend auf die sessile Biomasse auswirkt als andere Parameter (z. B. pH-Wert Schwankungen, Stoßbelastungen etc.). Wijffels et al. 1995 zeigten in ihren Versuchen zum Vergleich sessiler und suspendierter Biomasse auf, dass das Wachstum der suspendierten Biomasse mehr durch die Reaktionsgeschwindigkeiten limitiert wird, das der sessilen Biomasse durch die Diffusion.

Die große Anzahl an detektierten ammonium- und nitritoxidierenden Bakterien in der sessilen Biomasse könnte durch eine Substratspeicherung in den Schichten

des Biofilms und durch eine komplexe Raumorganisation erklärt werden. Im Biofilm bilden sich Ökologische Nischen, was auch Untersuchungen von Daims et al. (2001) zeigten.

Allerdings ist anzumerken, dass das aerobe Schlammalter des Biofilms durch die Versuchsdurchführung über die Gesamtversuchsdauer ansteigen konnte. Die Versuche wurden von Anfang Januar 2007 bei der Referenztemperatur von 15 °C begonnen und bis Ende Dezember 2007 bei 3 °C abgeschlossen. Die Aufwuchskörper wurden in dieser Zeit nicht gewechselt, so dass eine Anreicherung der nitrifizierenden Biomasse über die Gesamtversuchsdauer im Biofilm möglich war.

#### **7.3.4 Diskussion der aeroben Mindestschlammalter suspendierter und sessiler Biomasse bei tiefen Abwassertemperaturen**

Die Ergebnisse der Untersuchungen in der Sequencing Batch Reaktor Laboranlage haben gezeigt, dass eine vollständige Nitrifikation auch im Bereich tiefer Abwassertemperaturen (Untersuchung erfolgte bis 3 °C) erreicht werden kann. Dies erfolgt aber nur dann, wenn das aerobe Schlammalter (33,5 Tage bei 3 °C) sehr hoch ist. Bei niedrigerem aeroben Schlammalter wird die langsam wachsende nitrifizierende Biomasse aus dem Belebungsreaktor mit dem Überschussschlammabzug ausgeschwemmt. Bei tiefen Abwassertemperaturen ist die Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien sehr gering und eine Anreicherung in der Biomasse kann nur über ein sehr hohes aerobes Mindestschlammalter erreicht werden, was die Versuchsergebnisse bestätigen. Für die Berechnung des aeroben Mindestschlammalters gemäß ATV-DVWK A 131 (2000) bedeutet dies, dass eine Anreicherung aufgrund einer Extrapolation der Gleichung zum aeroben Mindestschlammalter (Gl. 12) nicht möglich ist. Das hieraus berechnete aerobe Mindestschlammalter von 20 Tagen wäre zu gering, um eine Anreicherung der nitrifizierenden Biomasse bei 3 °C zu erreichen. Ein Vergleich der Messergebnisse mit den acht bekannten Bemessungsempfehlungen zum aeroben Mindestschlammalter zeigt, dass nur eine Bemessungsempfehlung (EPA, 1993) aerobe Mindestschlammalter in der Größenordnung der Messergebnisse angibt. Alle weiteren Bemessungsempfehlungen ergeben ein deutlich geringeres aerobes Mindestschlammalter. Es ist bis zu 50 % geringer als nach den eigenen Versuchsergebnissen erforderlich. Die Versuche belegen jedoch, dass Belebungsanlagen auch bei tiefen Abwassertemperaturen für eine Nitrifikation ausgelegt werden können.

Durch die Zugabe von Aufwuchskörpern konnte das aerobe Mindestschlammalter verringert werden. Gegenüber suspendierter Biomasse hat die sessile Biomasse

Vorteile bei der Anreicherung mit nitrifizierenden Bakterien, was die Versuchsergebnisse der FISH Mikroskopie zeigen. Im Biofilm der Auswuchskörper entsteht ein „geschützter Raum“, der die nitrifizierenden Bakterien vor dem Auswaschen durch den Überschussschlammabzug schützt. Im Biofilm der Aufwuchskörper selbst, kann deshalb ein höheres aerobes Schlammalter erreicht werden, als außerhalb in der suspendierten Biomasse. Allerdings werfen die Beobachtungen auch noch weitere, abschließend noch nicht geklärte Fragen auf:

- Besteht bei längerfristigem Anlagenbetrieb bei tiefen Temperaturen die Gefahr des Verdrängens der nitrifizierenden Biomasse aus dem Biofilm durch die heterotrophe Biomasse?
- Ist die Sauerstoffversorgung der nitrifizierenden Biomasse im Biofilm ausreichend?
- Ist die Substratversorgung stets ausreichend, oder wird sie durch die Diffusion limitiert?

## **7.4 Halbtechnische Versuche zum Einfluss hoher Temperaturen auf der Versuchsanlage Ölbachtal**

### **7.4.1 Versuchsbedingungen**

Auf der Versuchsanlage Ölbachtal wurden 26 Versuchsreihen bei Abwassertemperaturen von 15 bis 35 °C durchgeführt. Die Zulaufbedingungen auf der Versuchsanlage Ölbachtal entsprachen denen der Kläranlage Ölbachtal. Hieraus ergaben sich folgende Vor- und Nachteile:

Vorteile:

- fast ausschließlich kommunales Abwasser, da im Einzugsgebiet nur wenig verarbeitende Industrie vorhanden ist (Keine Verfälschung der Ergebnisse durch spezielle Abwasserinhaltsstoffe)
- reale Betriebsverhältnisse durch Zulaufschwankungen
- kurze Transportwege zur Versuchsanlage (kein angefaultes Abwasser)
- Messwerte der Kläranlage Ölbachtal können verwendet werden

Nachteile:

- langandauernde Regen und insbesondere Starkregenereignisse erschweren den Versuchsablauf, da sich bei Regen die Abwasserbeschaffenheit häufig sehr stark änderte

Tabelle 25 zeigt die durchschnittlichen Zulauffrachten von CSB und Gesamtstickstoff. Zur Einschätzung der Zulaufschwankungen sind ebenfalls die jeweils minimale und maximale Tagesfracht einer Versuchsreihe sowie die Standardabweichung als Maß für die Streuung innerhalb der Versuchsreihe aufgeführt.

Die Trockensubstanzkonzentration in den Belebungsreaktoren schwankte je nach Versuchsart (Abzug des Überschussschlammes in Abhängigkeit vom TS-Gehalt im Reaktor oder vom einzustellenden aeroben Schlammalter) und nach CSB-Zulauffracht. Bei einer geringen CSB-Zulauffracht, z. B. während und nach einer längeren Regenperiode, sank bei gleich bleibendem Überschussschlammabzug der Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken (z. B. Tabelle 26 Versuchsreihen 16 und 18).

In Tabelle 26 werden die mittleren Tagesdurchschnittswerte der Trockensubstanz und der gesamten Biomasse im Belebungsreaktor sowie die Minima, Maxima und Standardabweichungen vom Mittelwert aufgelistet. Schwankungen innerhalb eines Bereiches von bis zu 0,6 g/l (Standardabweichung) hatten keine negativen Auswirkungen auf den Versuchsbetrieb. Ebenfalls ist ersichtlich, dass sich weitestgehend gleichmäßige Trockensubstanzkonzentrationen im Belebungsreaktor eingestellt hatten.

Die CSB-Raum- und Schlammbelastungen sind in Tabelle 27 dargestellt. Im Laufe des Versuchsbetriebs wurden die CSB-Raum- und Schlammbelastungen täglich bestimmt und der jeweilige Zufluss zur Versuchsanlage angepasst, so dass die für den Versuchsbetrieb erforderlichen CSB-Raum- und Schlammbelastungen eingestellt werden konnten.

Der pH-Wert lag im Mittel aller Versuchsreihen bei 7,3. Die Standardabweichung vom Mittelwert betrug nur 0,2. Ein negativer Einfluss des pH-Wertes auf die Leistung der Nitrifikation war somit nicht zu erwarten.

Die Sauerstoffkonzentration in der Nitrifikation wurde durch das Prozessleitsystem auf einem Wert von mindestens 2,3 mg/l gehalten. Mit dem gegenüber allgemeinen Empfehlungen höheren Wert sollten eine Verfälschung der Ergebnisse zur Nitrifikation durch niedrige Sauerstoffkonzentrationen ausgeschlossen werden.

Tabelle 25: Minimale, mittlere und maximale Tageszulaufmengen (CSB und  $N_{ges}$ ) der Versuchsanlage Ölbachtal und deren Standardabweichung (St.abw.)

Versuchsreihe	°C	$t_{TS, aerob}$ d	$B_{d,CSB,Zu}$				$B_{d,N_{ges},Zu}$			
			Min.	Mittel	Max.	St.abw.	Min.	Mittel	Max.	St.abw.
			g/d				g/d			
1	15	4,3	164,2	275,0	447,5	79,7	17,4	27,2	42,8	8,5
2	15	4,9	341,0	414,2	474,2	38,6	38,9	51,0	57,6	5,9
3	15	6,2	97,9	282,5	537,0	89,3	5,1	37,7	67,8	13,9
4	15	6,2	111,8	211,5	356,2	66,2	17,8	25,5	31,0	9,0
11	15	5,7	109,4	283,4	433,2	99,2	16,9	45,8	68,4	15,9
12	15	5,6	140,2	226,7	299,5	53,2	20,2	37,0	58,6	10,3
13	15	4,6	139,7	309,4	419,5	70,5	22,1	44,2	57,8	10,9
14	15	4,5	183,4	349,8	453,4	76,8	24,5	40,3	52,6	9,6
15	15	4,8	109,4	294,5	433,2	97,0	16,9	44,9	68,4	15,7
5	20	3,7	193,9	315,1	432,0	66,2	37,4	56,0	84,6	13,3
6	20	4,8	131,0	224,4	433,0	63,7	14,4	22,7	31,9	6,3
7	20	4,9	127,2	234,1	397,0	81,1	10,1	22,2	31,4	6,2
16	20	3,8	169,0	304,1	568,6	83,1	17,6	34,3	46,4	7,9
17	20	3,7	192,2	317,7	496,8	85,3	19,4	38,1	64,8	13,9
18	20	6,4	137,2	241,1	322,9	50,8	8,3	19,6	36,2	8,1
8	25	5,4	190,8	381,4	595,4	128,1	15,1	30,0	39,2	8,2
9	25	3,0	195,8	407,3	611,5	114,0	32,3	48,5	57,1	7,3
10	25	2,8	247,7	558,6	966,6	153,7	5,9	67,2	96,0	20,6
19	25	2,4	250,4	380,8	535,7	82,7	20,7	35,8	55,2	11,9
20	25	2,7	146,9	282,9	369,1	64,6	13,6	30,4	49,0	9,8
21	30	3,4	210,2	541,8	886,0	183,9	35,3	58,4	89,9	17,5
22	30	1,8	298,5	385,7	460,9	45,7	28,2	41,9	53,4	8,7
23	30	1,4	267,2	362,1	557,5	76,9	27,9	42,6	56,6	10,2
24	30	1,4	264,3	361,4	506,8	80,7	25,1	37,5	47,1	7,8
25	30	2,2	116,4	327,0	576,1	102,2	19,5	36,8	50,2	8,9
26	35	2,8	352,6	518,2	788,8	87,0	48,7	81,8	104,4	17,2



Tabelle 26: Minimale, mittlere und maximale tägliche Trockensubstanz- und Biomassenkonzentration der Versuchsanlage Ölbachtal sowie deren Standardabweichung (St.abw.)

Versuchsreihe	°C	TS <sub>BB</sub>				Biomasse in der Belebung			
		Min.	Mittel	Max.	St.abw.	Min.	Mittel	Max.	St.abw.
		g/l				g			
1	15	3,2	3,3	3,3	0,0	1097,4	1109,6	1117,7	5,9
2	15	2,2	3,7	4,2	0,5	747,0	1250,9	1414,5	167,5
3	15	3,4	3,7	3,8	0,1	1169,1	1264,1	1282,1	22,7
4	15	3,6	3,8	3,8	0,0	1226,6	1275,1	1288,1	15,5
11	15	3,6	3,7	3,8	0,0	1227,8	1266,8	1277,6	10,8
12	15	3,6	3,7	3,7	0,0	1229,8	1261,8	1274,4	12,4
13	15	3,7	3,7	3,8	0,0	1242,3	1267,8	1277,9	8,9
14	15	3,8	5,1	5,6	0,4	1283,9	1738,8	1918,7	127,0
15	15	3,4	3,7	3,8	0,1	1153,8	1241,5	1288,1	38,8
5	20	3,5	3,7	3,8	0,1	1198,7	1246,8	1287,7	24,0
6	20	3,2	3,7	3,8	0,2	1098,0	1249,9	1284,6	52,8
7	20	3,5	3,7	3,8	0,1	1197,9	1262,5	1283,8	23,2
16	20	2,0	3,6	5,6	1,1	678,6	1209,7	1890,6	358,5
17	20	4,7	5,7	6,1	0,4	1585,7	1926,4	2086,7	135,6
18	20	0,9	2,7	4,0	1,0	145,3	455,8	684,3	164,1
8	25	1,9	3,4	3,8	0,6	663,0	1153,7	1279,0	194,1
9	25	2,8	3,8	4,0	0,3	1272,9	1322,6	1368,3	24,1
10	25	3,4	3,7	4,0	0,1	1162,5	1274,4	1364,5	35,2
19	25	2,9	3,7	4,1	0,3	996,4	1263,7	1392,0	106,8
20	25	1,8	2,2	2,6	0,2	305,7	371,1	435,0	39,3
21	30	3,5	3,7	3,8	0,1	1191,7	1245,8	1275,0	19,6
22	30	2,9	3,0	3,5	0,2	979,9	1034,4	1192,0	59,1
23	30	1,7	2,4	2,9	0,4	581,1	818,0	992,4	126,5
24	30	1,5	1,9	2,6	0,3	367,4	619,0	873,5	122,5
25	30	2,1	2,8	3,9	0,5	348,8	471,1	664,1	90,2
26	35	3,4	3,7	3,8	0,1	1166,7	1251,9	1282,3	29,0

Tabelle 27: Minimale, mittlere und maximale tägliche CSB-Raum- und Schlammbelastung der Versuchsanlage Ölbachtal sowie deren Standardabweichung (St.abw.)

Versuchsreihe	°C	CSB-Raumbelastung				CSB-Schlammbelastung			
		Min.	Mittel	Max.	St.abw.	Min.	Mittel	Max.	St.abw.
		g/l				g/(g·d)			
1	15	0,48	0,81	1,32	0,23	0,15	0,25	0,40	0,07
2	15	1,00	1,22	1,39	0,11	0,24	0,34	0,59	0,08
3	15	0,29	0,83	1,58	0,26	0,08	0,22	0,46	0,07
4	15	0,33	0,62	1,05	0,19	0,09	0,17	0,28	0,05
11	15	0,32	0,83	1,27	0,29	0,09	0,22	0,34	0,08
12	15	0,41	0,67	0,88	0,16	0,11	0,18	0,24	0,04
13	15	0,41	0,91	1,23	0,21	0,11	0,24	0,34	0,06
14	15	0,54	1,03	1,33	0,23	0,10	0,20	0,27	0,05
15	15	0,32	0,87	1,27	0,29	0,09	0,24	0,34	0,07
5	20	0,57	0,93	1,27	0,19	0,16	0,25	0,34	0,05
6	20	0,39	0,66	1,27	0,19	0,10	0,18	0,34	0,05
7	20	0,37	0,69	1,17	0,24	0,10	0,19	0,31	0,07
16	20	0,50	0,89	1,67	0,24	0,15	0,26	0,40	0,06
17	20	0,57	0,93	1,46	0,25	0,10	0,17	0,31	0,06
18	20	0,81	1,42	1,90	0,30	0,32	0,60	1,46	0,27
8	25	0,56	1,12	1,75	0,38	0,15	0,36	0,90	0,20
9	25	0,58	1,20	1,80	0,34	0,14	0,31	0,46	0,09
10	25	0,73	1,64	2,84	0,45	0,19	0,44	0,80	0,12
19	25	0,74	1,12	1,58	0,24	0,24	0,30	0,43	0,05
20	25	0,86	1,66	2,17	0,38	0,42	0,76	1,06	0,18
21	30	0,62	1,59	2,61	0,54	0,17	0,44	0,70	0,15
22	30	0,88	1,13	1,36	0,13	0,26	0,38	0,46	0,06
23	30	0,79	1,06	1,64	0,23	0,32	0,45	0,70	0,10
24	30	0,78	1,12	1,60	0,27	0,42	0,60	0,93	0,16
25	30	0,68	1,92	3,39	0,60	0,27	0,71	1,02	0,24
26	35	1,04	1,52	2,32	0,26	0,28	0,41	0,62	0,07

### 7.4.2 Untersuchung des aeroben Schlammalters der Versuchsreihen

Für die verschiedenen Abwassertemperaturen wurden mehrere Versuchsreihen mit unterschiedlichen aeroben Schlammaltern durchgeführt. Alle Versuchsreihen und die dazugehörigen aeroben Schlammalter sind in Bild 33 aufgeführt. Ein Versuchsziel war die Bestimmung des aeroben Mindestschlammalters einer gesicherten Nitrifikation für die Abwassertemperaturen von 25 bis 30 °C. Eine ausführliche Diskussion hierzu erfolgt in Kapitel 7.4.9. Die aeroben Schlammalter ergaben sich in allen Versuchsreihen durch den Schlammabzug. In den Versuchsreihen 1 bis 10 wurde durch den Schlammabzug ein konstanter Trockensubstanzgehalt angestrebt. In den Versuchsreihen 11 bis 26 wurde als Grenze für den Schlammabzug der Abfall der Nitrifikationsleistung gewählt.

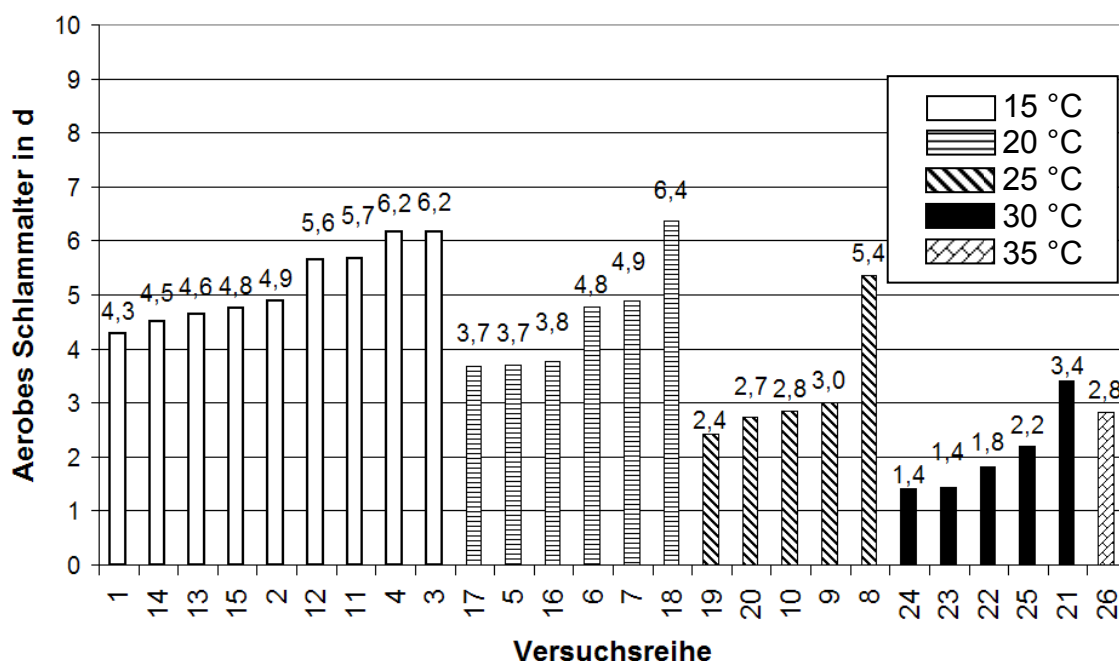


Bild 33: Aerobe Schlammalter der Versuchsreihen Ölbachtal, aufsteigend geordnet nach der Höhe des aeroben Schlammalters je Versuchstemperatur

Im Laufe der fast zweijährigen Versuche wurden insgesamt neun Versuche mit aeroben Schlammaltern von 4,3 bis 6,2 Tagen bei der Referenztemperatur von 15 °C durchgeführt. Sechs Versuchsreihen entfielen auf die zweite Referenztemperatur von 20 °C. Hierbei stellten sich aerobe Schlammalter von 3,7 bis 6,4 Tagen ein. Fünf Versuchsreihen wurden bei einer Abwassertemperatur von 25 °C durchgeführt. Die eingestellten aeroben Schlammalter reichten bei 25 °C von 2,4 bis 5,4 Tage. Bei den fünf Versuchsreihen bei einer Abwassertemperatur von 30 °C variierte das eingestellte aerobe Schlammalter von 1,4 bis 3,4 Tage.

Eine weitere Versuchsreihe wurde bei einer Abwassertemperatur von 35 °C durchgeführt. Bei dieser Versuchsreihe wurde das aerobe Mindestschlammalter nicht eingestellt. Vielmehr wurde der Trockensubstanzgehalt im Belebungsreaktor konstant gehalten. Der Überschussschlammabzug wurde nach dem Trockensubstanzgehalt im Belebungsreaktor geregelt. Das aerobe Schlammalter in dieser Versuchsreihe (Nr. 26) lag bei 2,8 Tagen.

Bei einer Abwassertemperatur von 30 °C und einem niedrigen aeroben Schlammalter (Versuchsreihen: 23 und 24) lag die Trockensubstanzkonzentration im Mittel bei nur 2,4 g/l (Versuch 23) und 1,9 g/l (Versuch 24). Darüber hinaus zeigten sich Schwierigkeiten beim Abbau schwankender Ammoniumstickstofffrachten (siehe hierzu Kapitel 7.4.9).

In den Versuchen bei den Referenztemperaturen (15 und 20 °C) wurden die aeroben Mindestschlammalter, welche von diversen Bemessungsempfehlungen für eine gesicherte Nitrifikation vorgeschrieben werden (z. B. 6,1 Tage ATV-DVWK A 131, 2000), sogar in einigen Versuchsreihen ohne größere Einbußen der Leistungsfähigkeit unterschritten.

### **7.4.3 CSB-Abbauraten**

Bild 34 zeigt die durchschnittlichen CSB-Abbauraten bezogen auf die Biomasse im Belebungsreaktor. Die Sortierung der Versuchsreihen erfolgt aufsteigend nach Abwassertemperatur und durchschnittlicher CSB-Abbauraten. Tabelle 28 zeigt die durchschnittlichen CSB-Abbauraten für alle Versuchsreihen einer Abwassertemperatur. Bei der Betrachtung der CSB-Abbauraten ist die Anlagenkonfiguration zur vollständigen Stickstoffelimination und zur Kohlenstoffelimination mit Nitrifikation zu unterscheiden. Bei der Berechnung der mittleren CSB-Abbauraten aller Versuchsreihen einer Abwassertemperatur werden die Versuchsreihen mit nur Kohlenstoffelimination und mit Nitrifikation gesondert dargestellt.

Die Höhe des aeroben Schlammalters hatte keine Auswirkungen auf den Kohlenstoffabbau, da das aerobe Mindestschlammalter für einen gesicherten Kohlenstoffabbau zu keinem Versuchszeitpunkt unterschritten wurde.

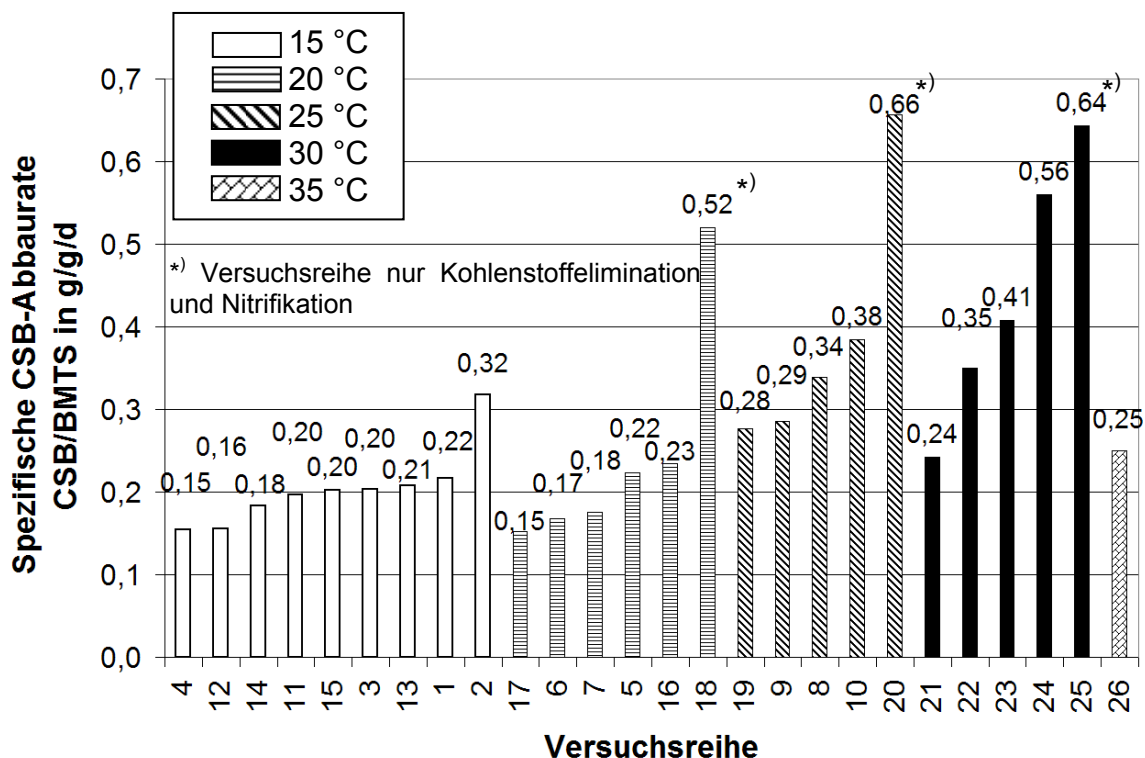


Bild 34: Spezifische CSB-Abbauraten der Versuchsreihen Ölbachtal, geordnet je Temperaturstufe aufsteigend nach der Höhe der CSB-Abbauraten

Bei einer Abwassertemperatur von 15 und 20 °C beträgt der Mittelwert aller Versuchsreihen mit Stickstoffelimination 0,20 bzw. 0,26 g/g/d als CSB/BMTS. Bei 30 °C ist eine Verdoppelung der durchschnittlichen CSB-Abbauraten auf 0,44 g/g/d gegenüber der Referenz von 15 °C zu beobachten. Auffallend ist, dass die durchschnittliche CSB-Abbauraten bei 25 °C im Vergleich aller Messreihen sehr hoch ist und bei 0,39 g/g/d liegt. Die niedrige CSB-Abbauraten von 0,25 g/g/d in Versuchsreihe 26 bei 35 °C erklärt sich aus der geringen CSB-Zulaufmenge in diesem Untersuchungszeitraum.

Tabelle 28: Spezifische CSB-Abbauraten CSB/BMTS bei verschiedenen Temperaturen in g/g/d ( Versuchsreihen Ölbachtal)

Versuchstemperatur °C	Referenz		Versuch		
	15	20	25	30	35
Mittelwert der Versuchsreihen mit vollständiger Stickstoffelimination in g/g/d	0,20	0,26	0,39	0,44	0,25
Nitrifikation und Kohlenstoffelimination g/g/d	-	0,52	0,66	0,64	-

In den Versuchsreihen der Anlagenkonfiguration ohne Denitrifikation zeigen sich nur geringe Unterschiede bei den CSB-Abbauraten. Die CSB-Abbauraten der Versuchsreihen bei 25 und 30 °C liegen auf einem fast gleichen Wert von 0,66 bzw. 0,64 g/g/d als CSB/BMTS. Die CSB-Abbauraten der Versuchsreihe bei 20 °C liegt mit 0,52 g/g/d ca. 20 % unterhalb der CSB-Abbauraten der Versuchsreihen, die bei 25 und 30 °C durchgeführt wurden. Die CSB-Abbauraten der Anlagenkonfiguration ohne Stickstoffelimination liegen zwischen 45 und 50 % oberhalb der CSB-Abbauraten der Anlagenkonfiguration mit vollständiger Stickstoffelimination.

Bezieht man die CSB-Abbauraten der Anlagenkonfiguration mit vollständiger Stickstoffelimination nur auf das aerobe Volumen, dann ergeben sich hierfür doppelt so hohe Werte.

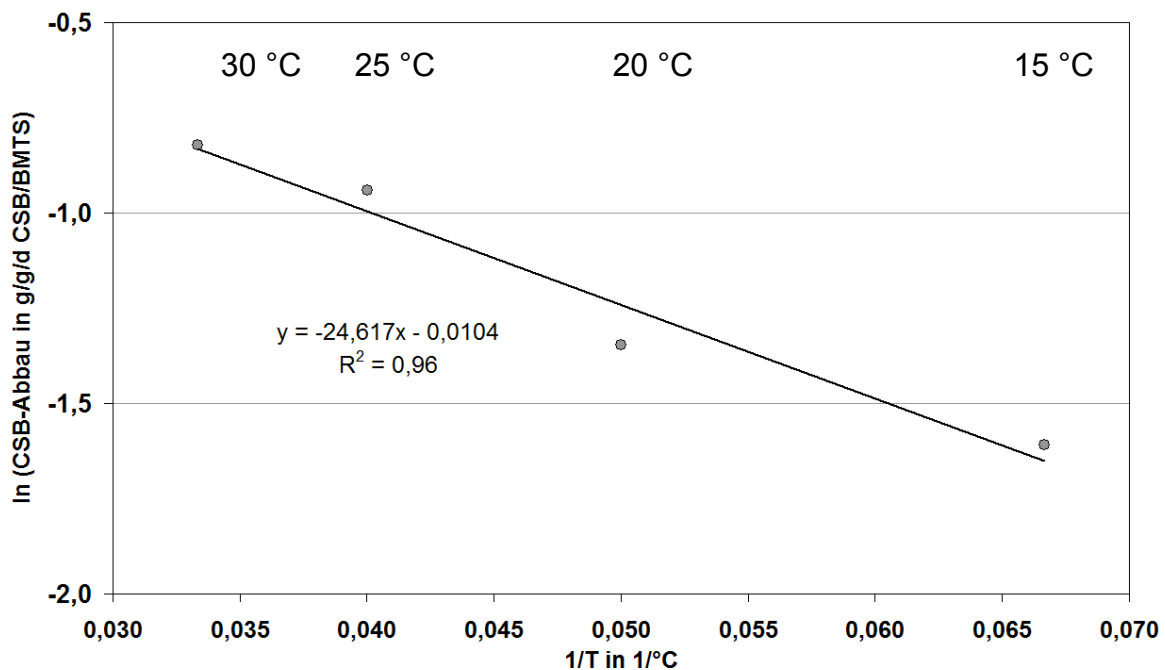


Bild 35: Linearisierung der Mittelwerte des spezifischen CSB-Abbaus CSB/BMTS der Versuchsreihen mit vollständiger Stickstoffelimination der Versuchsanlage Öl-bachtal von 15 - 30 °C

Die Auftragung der Mittelwerte in Form des Arrheniusgraphen (vgl. Forst et al. 1993) zeigt die Abhängigkeit des CSB-Abbaus von der Abwassertemperatur. Ein durchschnittlicher Anstieg von 15,7 mg/g/d als CSB/BMTS pro 1 °C im Bereich von 15 bis 30 °C kann hieraus abgeleitet werden.

#### 7.4.4 Abbauraten des Ammoniumstickstoffs

Die Darstellung der spezifischen Abbauraten des Ammoniumstickstoffs erfolgt in mg/g/d als  $\text{NH}_4\text{-N/BMTS}$ . Dies dient dem Vergleich der Versuchsreihen untereinander, da der Trockensubstanzgehalt im Belebungsreaktor der einzelnen Versuchsreihen in Abhängigkeit von den Versuchseinstellungen variierte. Bild 36 zeigt eine Übersicht über die Ergebnisse aller Versuchsreihen. Die höchste Abbaurrate für Ammoniumstickstoff wurde bei einer Abwassertemperatur von 35 °C mit 125,4 mg/g/d erreicht. Die niedrigste Abbaurrate von 26,1 mg/g/d wurde bei 15 °C gemessen.

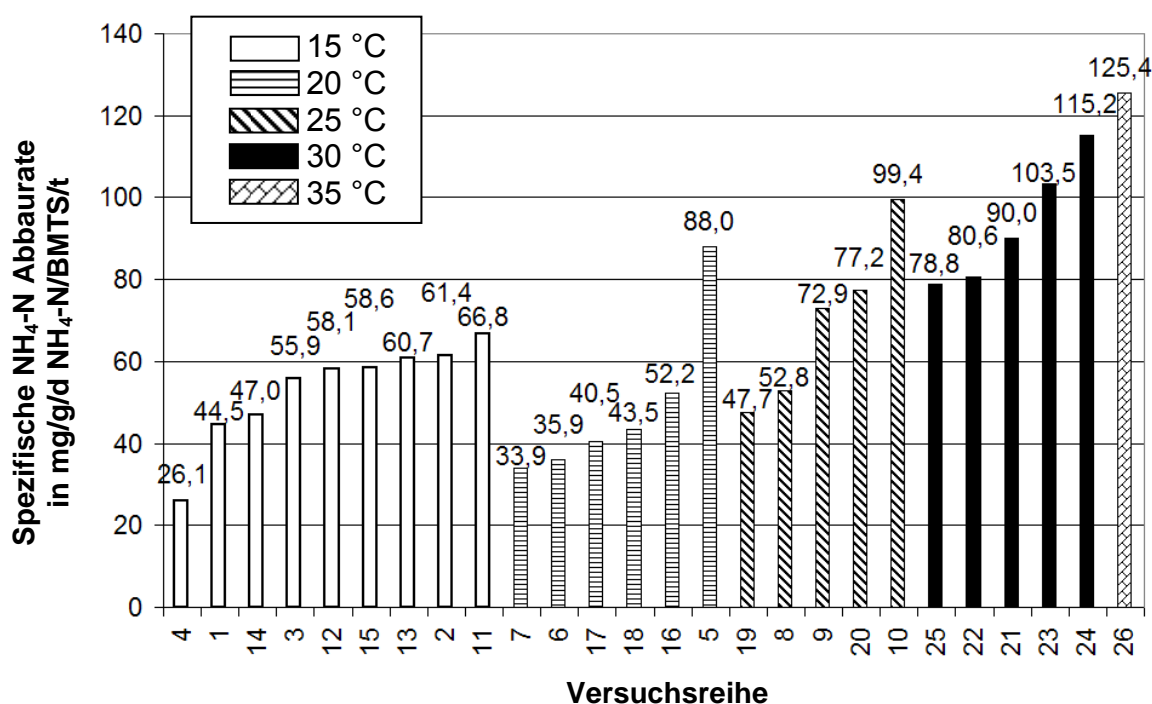


Bild 36: Spezifische Abbauraten des Ammoniumstickstoffs der Versuchsreihen Öl-bachtal

Im Mittel betrug die Abbaurrate des Ammoniumstickstoffs 54,4 mg/g/d bei einer Abwassertemperatur von 15 °C. Bei dieser Temperatur variierten die Abbauraten zwischen 26,1 und 66,8 mg/g/d als  $\text{NH}_4\text{-N/BMTS}$ .

Bei 20 °C lag die niedrigste spezifische Abbaurrate des Ammoniumstickstoffs bei 33,9 mg/g/d in Versuchsreihe 7. Dies lag an einer niedrigen zulaufenden Stickstofffracht im Mittel von nur 22,2 g/d während dieser Versuchsreihe. Die maximale spezifische Abbaurrate von 88,0 mg/g/d wurde in Versuchsreihe 5 bei einer Temperatur von 20 °C bestimmt. Das Mittel der Versuchsreihen bei einer Abwasser-

temperatur von 20 °C liegt ohne Berücksichtigung von Versuchsreihe 7 mit 50,4 mg/g/d unter dem Mittel der Versuchsreihen bei 15 °C.

Bei einer Abwassertemperatur von 25 °C beträgt die niedrigste festgestellte Abbaurate 47,7 mg/g/d in Versuchsreihe 19, was sich durch eine sehr lange Regenperiode während dieser Versuchsreihe und der damit einhergehenden Verdünnung des zulaufenden Abwassers erklären lässt. Die Versuchsreihen bei 25 °C haben eine mittlere Abbaurate des Ammoniumstickstoffs von 76,5 mg/g/d. Die größte Abbaurate bei dieser Temperatur wurde in Versuchsreihe 10 mit 99,4 mg/g/d gemessen.

Bei einer Abwassertemperatur von 30 °C wurde eine mittlere spezifische Abbaurate von 91,1 mg/g/d erreicht. Die maximale Abbaurate des Ammoniumstickstoffs wird in Versuchsreihe 24 mit 115,2 mg/g/d als  $\text{NH}_4\text{-N/BMST}$  erreicht. Die niedrigste Abbaurate zeigt Versuchsreihe 25 in Höhe von 78,8 mg/g/d als  $\text{NH}_4\text{-N/BMST}$ . Die folgende Tabelle 29 zeigt die Mittelwerte der spezifischen Abbauraten des Ammoniumstickstoffs sowie die Standardabweichungen aller Versuchsreihen.

Tabelle 29: Mittlere spezifische Abbauraten des Ammoniumstickstoffs  $\text{NH}_4\text{-N/BMST}$  aller Versuchsreihen Ölbachtal

Versuchstemperatur °C	Referenz		Versuch		
	15	20	25	30	35
Mittelwert mg/g/d	54,4	50,4	76,5	91,1	125,4
Standardabweichung mg/g/d	20,8	20,7	30,5	29,6	14,5

Die Standardabweichungen aller mittleren spezifischen Abbauraten des Ammoniumstickstoffs zeigen für alle untersuchten Abwassertemperaturen sehr hohe Werte, was sich durch die wechselhaften Zulaufbedingungen erklären lässt.

Die Linearisierung der Mittelwerte in Form von Arrheniusgraphen dient zur Ermittlung der Temperaturabhängigkeit des Ammoniumabbaus. Hierbei werden zwei Varianten aufgezeigt: Linearisierung aller Mittelwerte und Linearisierung der Mittelwerte von 20 bis 35 °C ohne 15 °C.



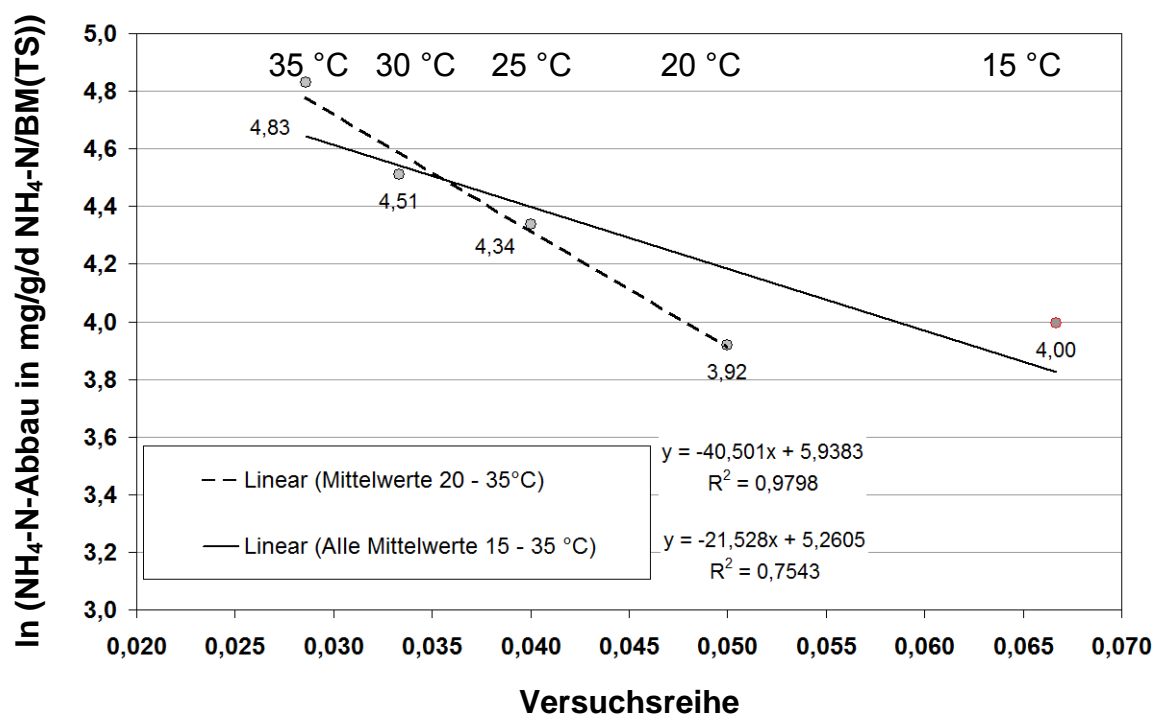


Bild 37: Linearisierung der spezifischen Abbauraten des Ammoniumstickstoffs NH<sub>4</sub>-N/BM(TS) für die Versuchsreihen Ölbachtal

Bei Linearisierung der Mittelwerte von 15 bis 35 °C ergibt sich eine Gerade mit einem eher niedrigen Bestimmtheitsmaß von 0,75. Eine deutlich bessere Annäherung der Mittelwerte an eine Gerade ergibt sich bei der Linearisierung unter Auslassung des Wertes für 15 °C mit einem Bestimmtheitsmaß von fast 1,0. Ein linearer Zusammenhang ist unter Einbeziehung des Mittelwertes bei 15 °C gemäß dem Arrheniusgraphen nicht gegeben.

Unter Berücksichtigung des Temperaturbereichs von 20 bis 35 °C lässt sich im Mittel ein Anstieg des Ammoniumstickstoffabbaus von 5,0 mg/g/d als NH<sub>4</sub>-N/BM(TS) pro 1 °C berechnen. Wird der Bereich auf 15 bis 35 °C erweitert, liegt dieser Anstieg im Mittel bei nur 3,6 mg/g/d als NH<sub>4</sub>-N/BM(TS) pro 1 °C.

#### 7.4.5 Denitrifikationsraten

Die spezifischen Denitrifikationsraten bestimmen sich aus der mittleren eliminierten Stickstofffracht der Versuchsreihen bezogen auf die Biomasse des Denitrifikationsreaktors. Bild 38 zeigt die spezifischen Denitrifikationsraten für alle 23 Versuchsreihen der Anlagenkonfiguration vorgeschaltete Denitrifikation.

In den Versuchsreihen bei einer Abwassertemperatur von 15 °C beträgt die niedrigste spezifische Denitrifikationsrate 21,9 mg/g/d als N<sub>eli</sub>/BMTS. Demgegenüber

beträgt die größte spezifische Denitrifikationsrate 51,1 mg/g/d als  $N_{\text{el}}/\text{BMTS}$ . Im Mittel über alle Versuchsreihen beträgt die spezifische Denitrifikationsrate 40,7 mg/g/d.

Die mittleren spezifischen Denitrifikationsraten bei 20 °C liegen insgesamt auf einem niedrigen Niveau. Vier von fünf spezifischen Denitrifikationsraten liegen sogar unterhalb der meisten mittleren spezifischen Denitrifikationsraten der Versuchsreihen bei 15 °C. Dementsprechend ist das Mittel der spezifischen Denitrifikationsrate mit 38,0 mg/g/d als  $N_{\text{el}}/\text{BMTS}$  niedriger als das Mittel der spezifischen Denitrifikationsrate bei 15 °C.

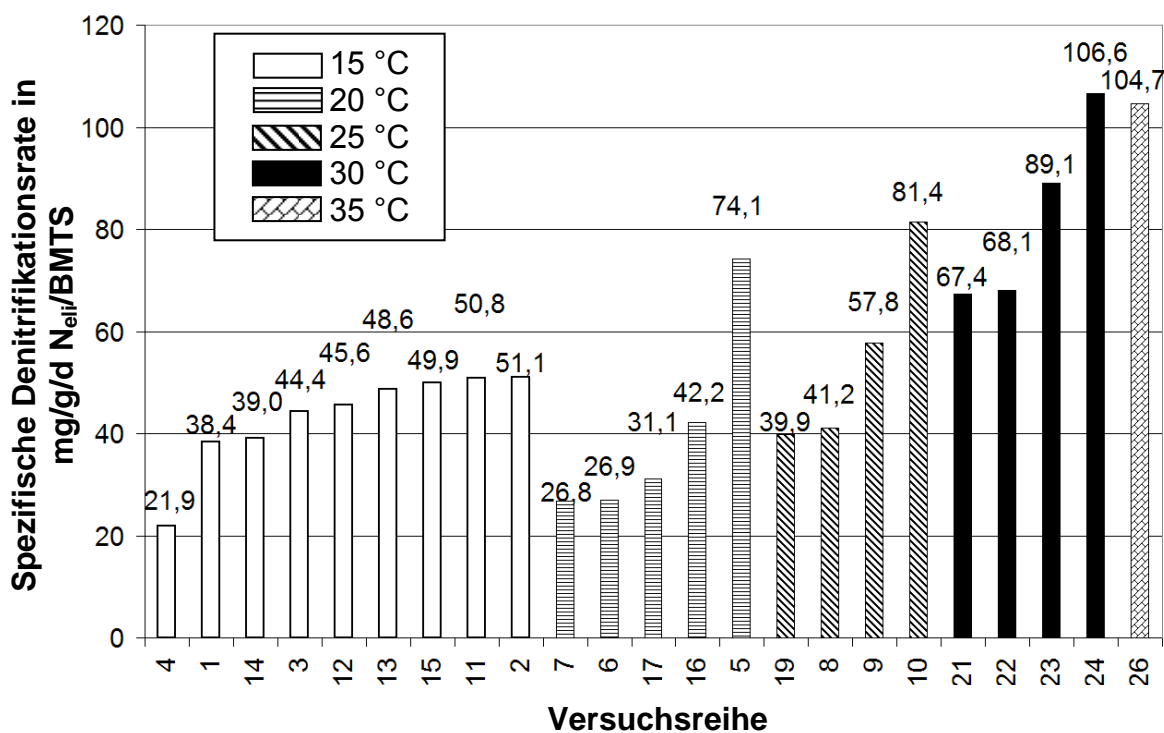


Bild 38: Spezifische Denitrifikationsraten der Versuchsreihen Ölbachtal

Die mittlere spezifische Denitrifikationsrate aller Versuchsreihen bei 25 °C beträgt 63,0 mg/g/d als  $N_{\text{el}}/\text{BMTS}$ . Versuchsreihe 19 weist mit einer mittleren spezifischen Denitrifikationsrate von 39,9 mg/g/d als den niedrigsten Wert und Versuchsreihe 10 mit 81,4 mg/g/d den höchsten Wert bei 25 °C auf.

Die größte mittlere spezifische Denitrifikationsrate aller Versuchsreihen beträgt 106,6 mg/g/d als  $N_{\text{el}}/\text{BMTS}$  in Versuchsreihe 24. Die Abwassertemperatur von

Versuchsreihe 31 lag bei 30 °C. Im Versuchsreihenmittel aller Versuche bei 30 °C liegt die spezifische Denitrifikationsrate bei 79,2 mg/g/d.

Die Versuchsreihe bei 35 °C weist die zweitgrößte mittlere spezifische Denitrifikationsrate aller Versuchsreihen auf. Sie liegt bei 104,7 mg/g/d.

Tabelle 30: Mittlere spezifische Denitrifikationsraten  $N_{\text{el}}/\text{BMTS}$  aller Versuchsreihen Ölbachtal sowie deren Standardabweichung

Versuchstemperatur °C	Referenz		Versuch		
	15	20	25	30	35
Mittelwert mg/g/d	40,7	38,0	63,0	79,2	104,7
Standardabweichung mg/g/d	16,3	13,4	26,3	29,1	30,6

In einigen Versuchsreihen ist die Denitrifikation des zur Verfügung stehenden Nitratstickstoffs auffallend gering (Bild 39). Ursache hierfür ist die Zudosierung von Ammoniumstickstoff in den Zulauf der Versuchsanlage Ölbachtal, so dass bei hoher Zudosierung ein geringes, für die Denitrifikation nicht ausreichendes, C : N Verhältnis vorlag. Der Anteil des nicht denitrifizierten Nitratstickstoffs am gesamten zur Verfügung stehendem Nitratstickstoff beträgt jedoch bei allen Versuchsreihen mehr als 13 %.

Auch bei diesen Versuchen zeigte sich deutlich, dass die Verfügbarkeit von Kohlenstoff die Denitrifikation wesentlich stärker beeinflusst als die Temperatur. Ein Beispiel sind die Versuchsreihen 21 bis 24, die bei 30°C und vergleichbaren Zulaufbedingungen abliefen. Ein Unterschied bestand jedoch im Kohlenstoffangebot.

Im Laufe des Versuchsbetriebs wurde in den Versuchsreihen 22 bis 24 Kohlenstoff zudosiert, um die Denitrifikationsleistung zu erhöhen. Im Ergebnis lag der Anteil des nicht abgebauten Nitratstickstoffs zwischen 13 und 15 %. Demgegenüber lag der Anteil des nicht abgebauten Nitratstickstoffs in Versuchsreihe 21, bei der keine Zudosierung von Kohlenstoff stattfand, bei 35 %.

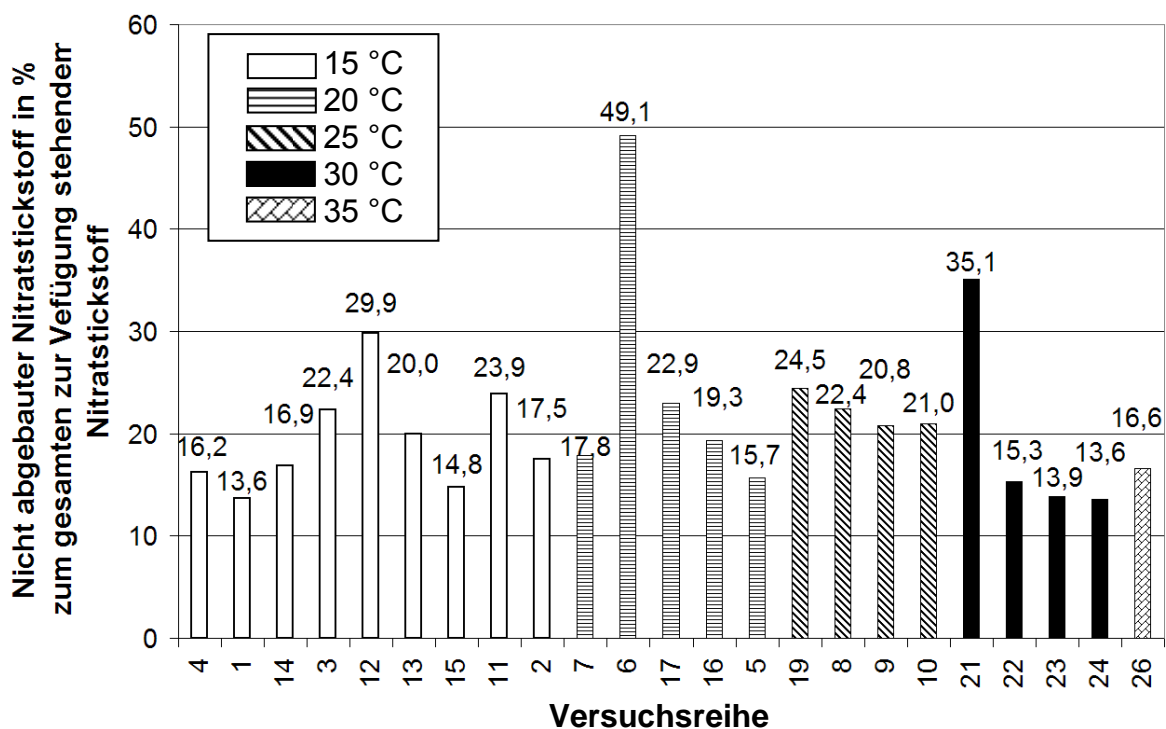


Bild 39: Prozentualer Anteil des nicht denitrifizierten am denitrifizierbaren Stickstoff (Versuchsreihen Ölbachtal)

Tabelle 31: Mittlere spezifische Denitrifikationsraten  $N_{\text{el}}/\text{BMTS}$ , Auswahl von Versuchsreihen Ölbachtal mit ausreichender Kohlenstoffversorgung

	Referenz		Versuch		
	15	20	25	30	35
Versuchstemperatur °C	15	20	25	30	35
Mittelwert mg/g/d	48,8	43,4	-	88,6	-
Standardabweichung mg/g/d	16,9	14,1	-	28,0	-

- : Keine Versuchsreihe entspricht dem Kriterium

#### 7.4.6 Sauerstoffverbrauchsraten

Die Sauerstoffverbrauchsrate wurde mindestens an drei Versuchstagen jeder Versuchsreihe bestimmt. Bei jeder Probe wurde jeweils die Sauerstoffverbrauchsrate der endogenen Atmung und der Substratmung gemessen. Bild 40 und Bild 41 zeigen die Ergebnisse dieser Messungen, die aufsteigend nach der Versuchstemperatur und absteigend nach der Höhe des aeroben Schlammalters sortiert sind.

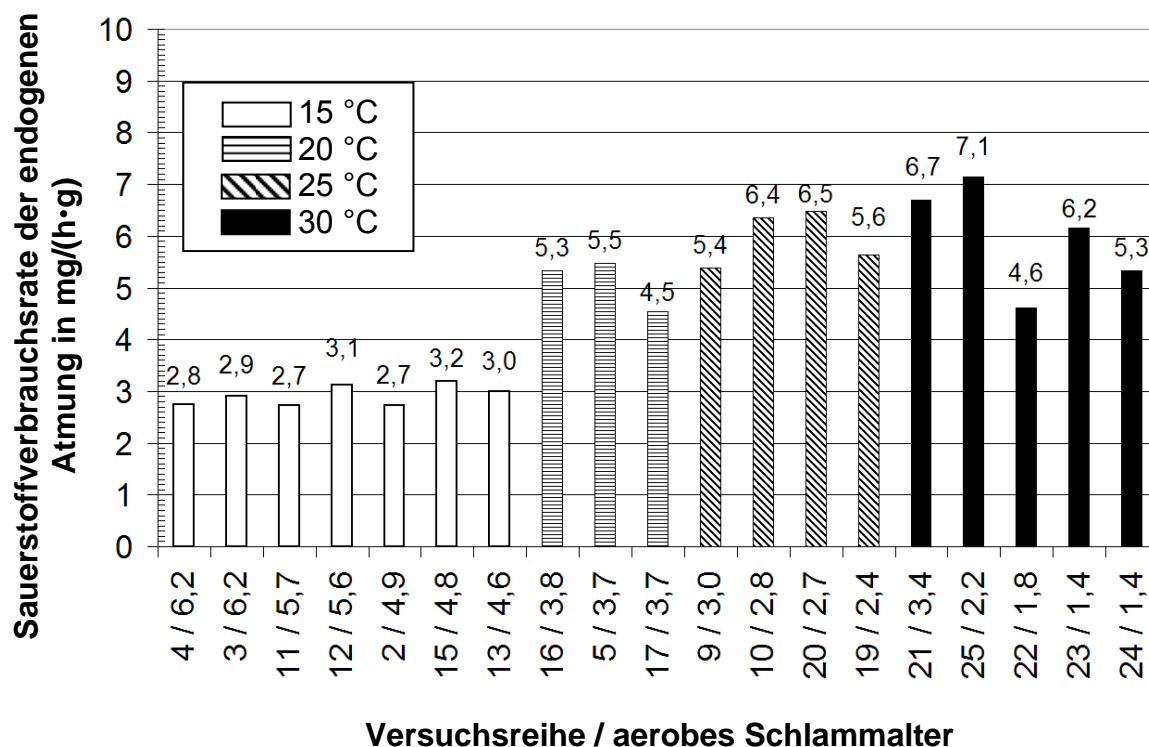


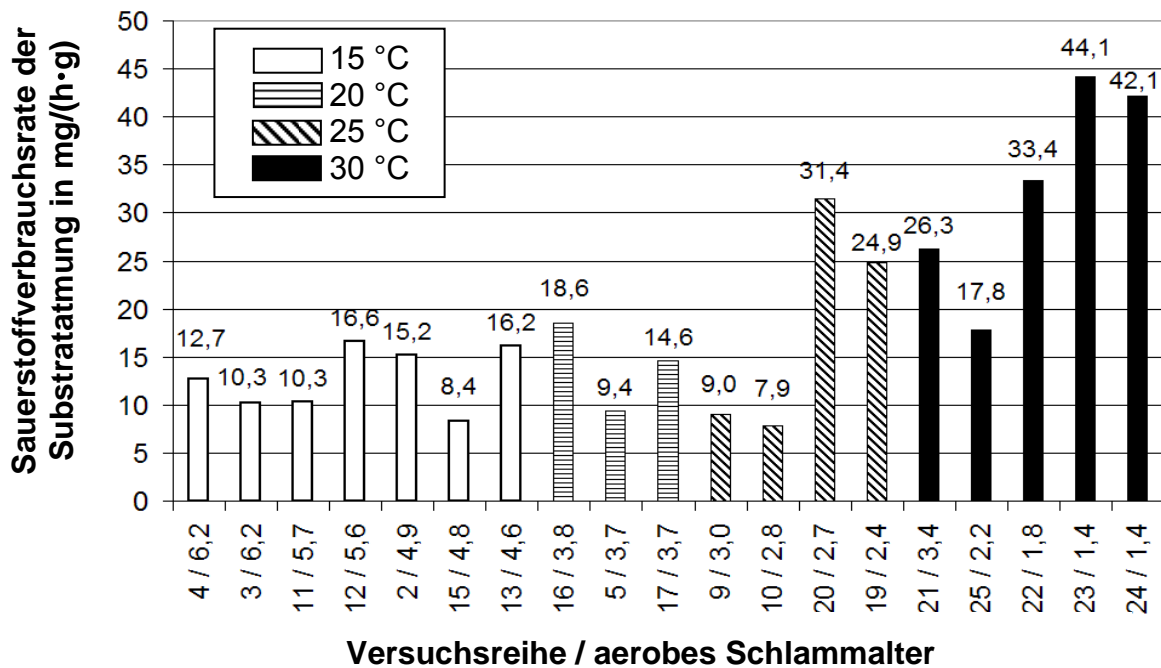
Bild 40: Sauerstoffverbrauchsrate der endogenen Atmung der Versuchsreihen Ölbachtal

Die Messung der endogenen Atmung zeigt nur im unteren Temperaturbereich ein temperaturabhängiges Verhalten. So erreicht die endogene Atmung bei 15 °C im Mittel 3,1 mg/(h·g), während sie bei 20 °C 5,2 mg/(h·g) erreicht. Die Ergebnisse der mittleren Sauerstoffverbrauchsrate der endogenen Atmung im Temperaturbereich von 25 bis 30 °C liegen auf einem einheitlichen Niveau von etwa  $6,0 \pm 0,1$  mg/(h·g). Ein weiterer Anstieg der endogenen Atmung bei Steigerung der Abwassertemperatur von 25 auf 30 °C konnte somit nicht beobachtet werden.

Im Gegensatz zur endogenen Atmung ist die mittlere Sauerstoffverbrauchsrate der Substratmung über den gesamten, untersuchten Temperaturbereich stark temperaturabhängig. Sie steigt jeweils um 3,4 bis 11,2 mg/(h·g) bei Erhöhung der Abwassertemperatur um 5 °C an. Bei 15 °C beträgt die Sauerstoffverbrauchsrate der Substratmung im Mittel 14,9 mg/(h·g). Demgegenüber beträgt der Mittelwert 36,1 mg/(h·g) bei einer Abwassertemperatur von 30 °C. Tabelle 32 zeigt die Mittelwerte der Sauerstoffverbrauchsrate der endogenen Atmung und der Substratmung.

Tabelle 32: Mittlere Sauerstoffverbrauchsrate der Versuchsreihen Ölbachtal

Mittelwerte der Sauerstoffverbrauchsrate in mg/(h·g):	Abwassertemperatur in °C			
	15	20	25	30
Endogenen Atmung	3,1	5,2	6,1	5,9
Substratmung	14,9	21,5	24,9	36,1

Bild 41: Sauerstoffverbrauchsrate der Substratmung in O<sub>2</sub>/(t·TS) der Versuchsreihen Ölbachtal

Versuchsreihe 9 und 10 weisen die niedrigste Substratmung bei einer Abwassertemperatur von 25 °C auf. Die größte gemessene Substratmung von 44,1 mg/(h·g) wurde bei 30 °C in Versuchsreihe 23 gemessen.

#### 7.4.7 Schlammproduktion

Bild 42 zeigt die Ergebnisse der 21 Versuchsreihen zur Schlammproduktion. Sie sind aufsteigend nach der Abwassertemperatur und dem aeroben Schlammalter sortiert. Die spezifische Schlammproduktion wird als Trockensubstanz in Gramm pro abgebautem Gramm CSB (CSB<sub>eli</sub>) im Mittel über die Versuchszeiträume ausgewertet (Bild 43).

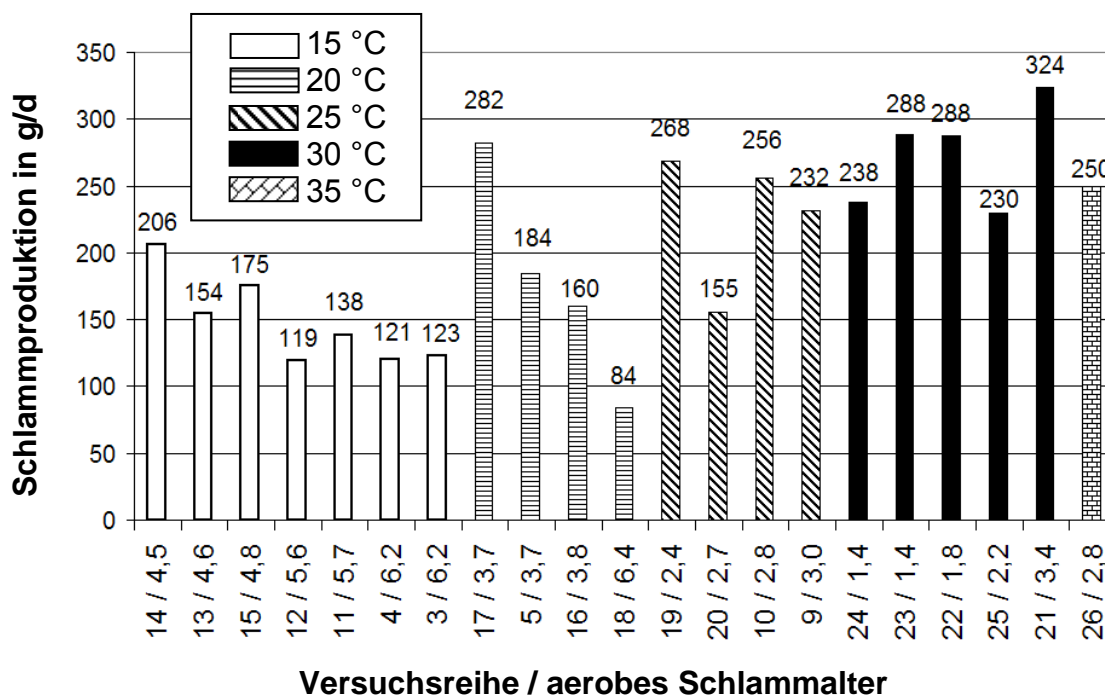


Bild 42: Mittlere tägliche Schlammproduktion der Versuchsreihen Ölbachtal

Die spezifische Schlammproduktion ist, wie bereits in Kapitel 4 aufgeführt, von der Höhe des aeroben Schlammalters abhängig. Bei allen Versuchsreihen mit gleich bleibender Abwassertemperatur sind Schwankungen hinsichtlich der Höhe der spezifischen Schlammproduktion erkennbar.

Ein Mittelwert über alle Versuchsreihen einer Temperaturstufe wird nicht gebildet, da sich die Versuchsbedingungen sehr (unterschiedliche aerobe Schlammalter, Feststoffkonzentration im Zulauf) unterscheiden. Die unterschiedlichen Versuchsbedingungen ergaben sich aus der Einstellung der Grenzbedingungen des Belebungsverfahrens zur Ermittlung des aeroben Schlammalters und der maximalen spezifischen Abbauraten für jede Temperaturstufe.

Bei Versuchsreihe 15 liegt die größte spezifische Schlammproduktion von 0,78 g/g als  $BMTS/CSB_{eli}$  der Versuchsreihen bei 15 °C vor. Das aerobe Schlammalter dieser Versuchsreihe beträgt 4,8 Tage.

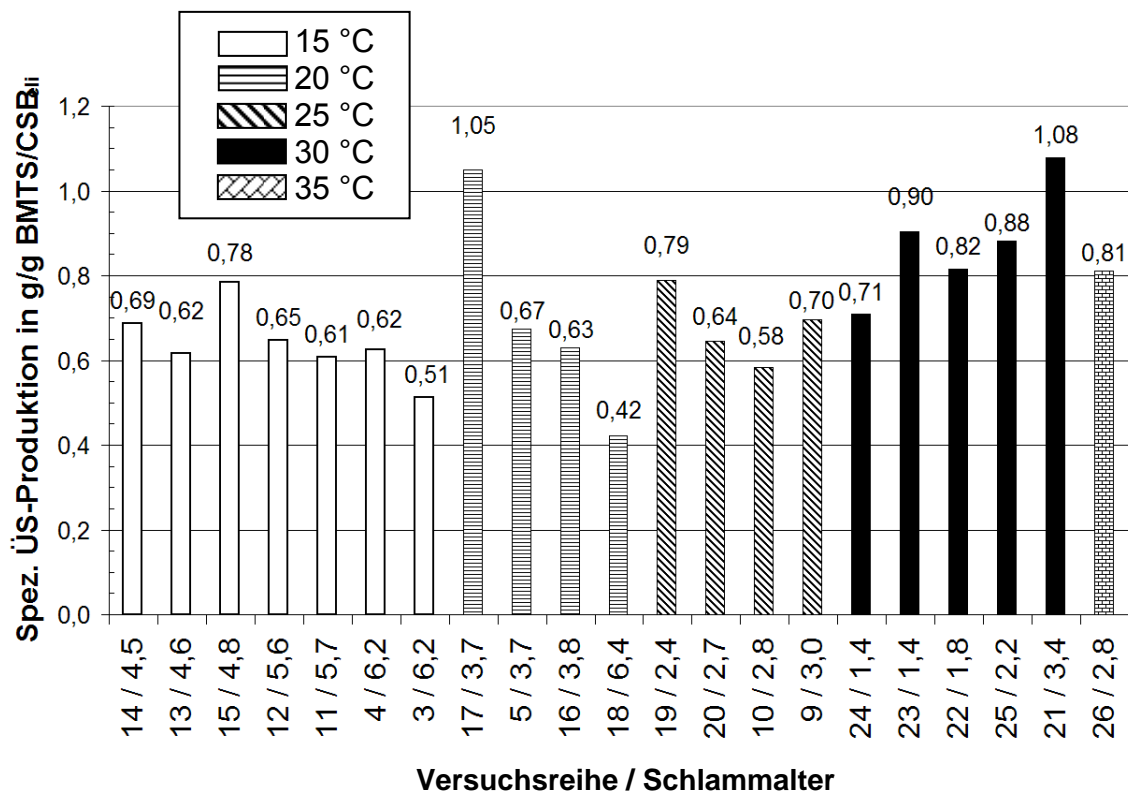


Bild 43: Spezifische Schlammproduktion in g/g als BMTS/CSB<sub>eli</sub> der Versuchsreihen Ölbachtal

Die größte spezifische Schlammproduktion aller Versuchsreihen bei 20 °C beträgt 1,05 g/g als BMTS/CSB<sub>eli</sub> bei einem aeroben Schlammalter von 3,7 Tagen (Versuchsreihe 17). Diese hohe spezifische Schlammproduktion ist auf einen erhöhten Schlammabzug zum Absenken des aeroben Schlammalters zurückzuführen. Während dieser Versuchsreihe wurde das aerobe Schlammalter von 4,5 Tagen zu Beginn der Versuchsreihe auf 3,7 Tage reduziert. Die Versuchsreihe wird deshalb in der weiteren Diskussion der Ergebnisse nicht berücksichtigt. Die niedrigste spezifische Schlammproduktion bei 20 °C wurde in Versuchsreihe 18 mit 0,42 g/g gemessen. Dies lässt sich zum Einen auf das hohe aerobe Schlammalter von 6,4 Tagen und zum Anderen auf ein niedriges Feststoff zu CSB-Verhältnis im Zulauf von 0,33 g/g zurückführen.

Die Versuchsreihe 19 weist mit 0,79 g/g die größte spezifische Schlammproduktion aller Versuchsreihen bei 25 °C auf. Demgegenüber beträgt die niedrigste spezifische Schlammproduktion bei 25 °C 0,58 g/g als BMTS/CSB<sub>eli</sub> (Versuchsreihe 10). Insgesamt entspricht die spezifische Schlammproduktion bei 25 °C in etwa derjenigen bei 20 °C.



Die Versuchsergebnisse bei einer Abwassertemperatur von 30 °C weisen ebenfalls eine große Schwankungsbreite bei der spezifischen Schlammproduktion auf. Versuchsreihe 21 weist mit einer spezifischen Schlammproduktion von 1,08 g/g den größten Wert aller Versuchsreihen auf. Ein Einfluss eines erhöhten Feststoffanteils im Zulauf konnte nicht festgestellt werden. Versuchsreihe 24 weist die niedrigste spezifische Schlammproduktion bei 30 °C mit 0,71 g/g auf.

Trotz der unvermeidbaren Schwankungen der Ergebnisse wird deutlich, dass bei geringeren aeroben Schlammaltern im Vergleich zu höheren die spezifische Schlammproduktion ansteigt. Dies ist sowohl innerhalb einer Temperaturstufe zu beobachten (z. B. 15 °C) als auch über den Temperaturbereich von 15 bis 35 °C. Gleichzeitig ist eine mit steigender Temperatur zunehmende Schlammproduktion zu beobachten. Dies ist jedoch eher als ein Sekundäreffekt des abfallenden Schlammalters zu betrachten.

#### **7.4.8 Vergleich der ermittelten Schlammproduktion mit Bemessungsempfehlungen**

Die Schlammproduktion der Versuchsreihen Ölbachtal wurde mit den in Kapitel 4 detailliert vorgestellten acht Bemessungsempfehlungen verglichen. Um diesen Vergleich zu ermöglichen, wurde die Schlammproduktion unter den Versuchsbedingungen der Versuchsreihen Ölbachtal für jede Bemessungsempfehlung berechnet. Falls Annahmen zu treffen waren, wurden diese gemäß den Standardangaben der jeweiligen Bemessungsempfehlung getroffen (siehe Kapitel 4). Für die Bemessungsempfehlungen der Degrémont Handbücher (1991 und 2005) erfolgte mangels Gleichungen keine Berechnung und somit kein Vergleich. Die Schlammproduktion nach dem Ansatz von EPA-IAWPRC (1993) und Ichimura et al. (1994) ist für die Versuchsreihen 3, 4, 9, und 10 nicht berechenbar, weil im ersten Versuchszeitraum 2006 eine Bestimmung der zufließenden Feststoffe nicht vorgenommen wurde. Für die Berechnung nach ATV-DVWK A 131 (2000) und HSG (1989) wurden in diesen Versuchsreihen für die zufließenden Feststoffe Annahmen getroffen. Sie ergaben sich aus Standardwerten zum Verhältnis des CSB zu den abfiltrierbaren Stoffen.

Sowohl die Abweichungen der Bemessungsempfehlungen von den gemessenen Versuchsergebnissen als auch der Bemessungsempfehlungen untereinander sind sehr hoch. Bild 44 zeigt die prozentualen Abweichungen der Bemessungsempfehlungen von den Messergebnissen bei 15 °C. Die prognostizierten Ergebnisse der Bemessungsempfehlungen liegen zwischen -39 % und +58 % unterhalb bzw. oberhalb der Versuchsergebnisse. Mit Ausnahme dreier Versuchsreihen (3, 11

und 14) liegt die Abweichung der Prognose gemäß ATV-DVWK A 131 (2000) vom Versuchsergebnis stets unter  $\pm 10\%$ . Die errechneten Ergebnisse des Hochschulgruppenansatzes (HSG, 1989) weichen mit zwei Ausnahmen (Versuchsreihe 3 und 11) nicht mehr als  $-13$  bis  $+8\%$  von den Versuchsergebnissen ab. Demgegenüber liegen fast alle weiteren Ergebnisse zur Schlammproduktion nach den Bemessungsempfehlungen zum Teil deutlich über  $\pm 20\%$  im Vergleich zu den Versuchsergebnissen. Die größte Abweichungen von den Versuchsergebnissen sind bei der Berechnung gemäß WRC (1984) und Ichimura et al. (1994) zu beobachten.

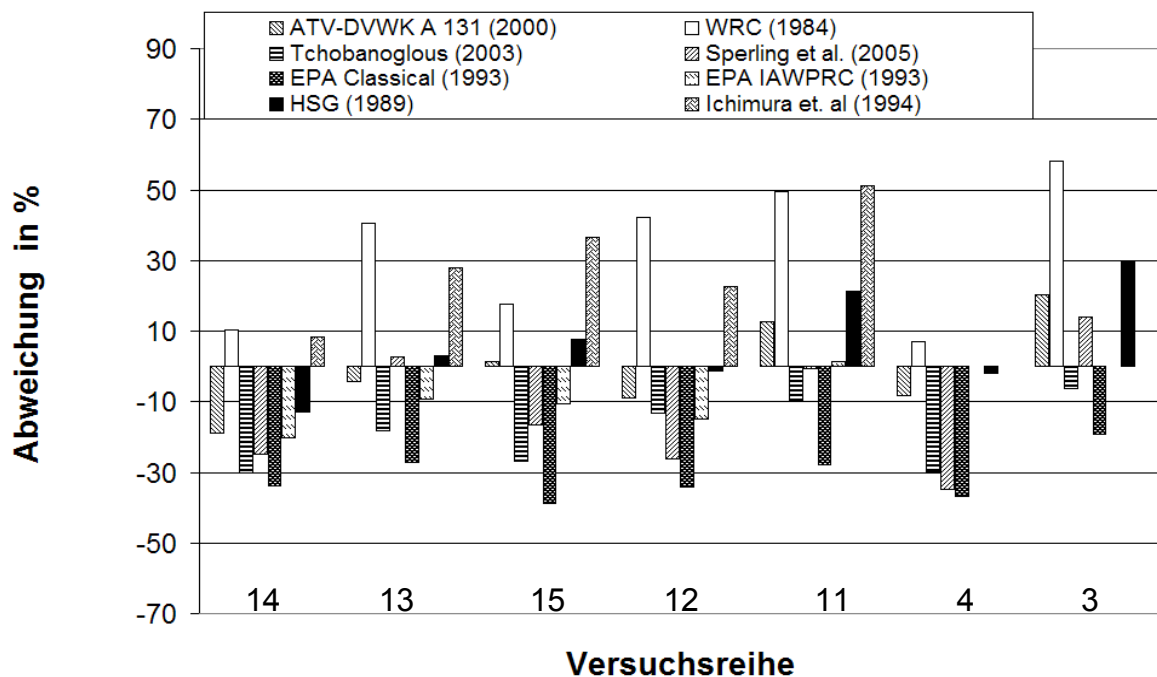


Bild 44: Abweichung der Schlammproduktion entsprechend verschiedener Bemessungsempfehlungen von den gemessenen Werten bei  $15\text{ }^{\circ}\text{C}$  (Versuchsreihen Ölbachtal)

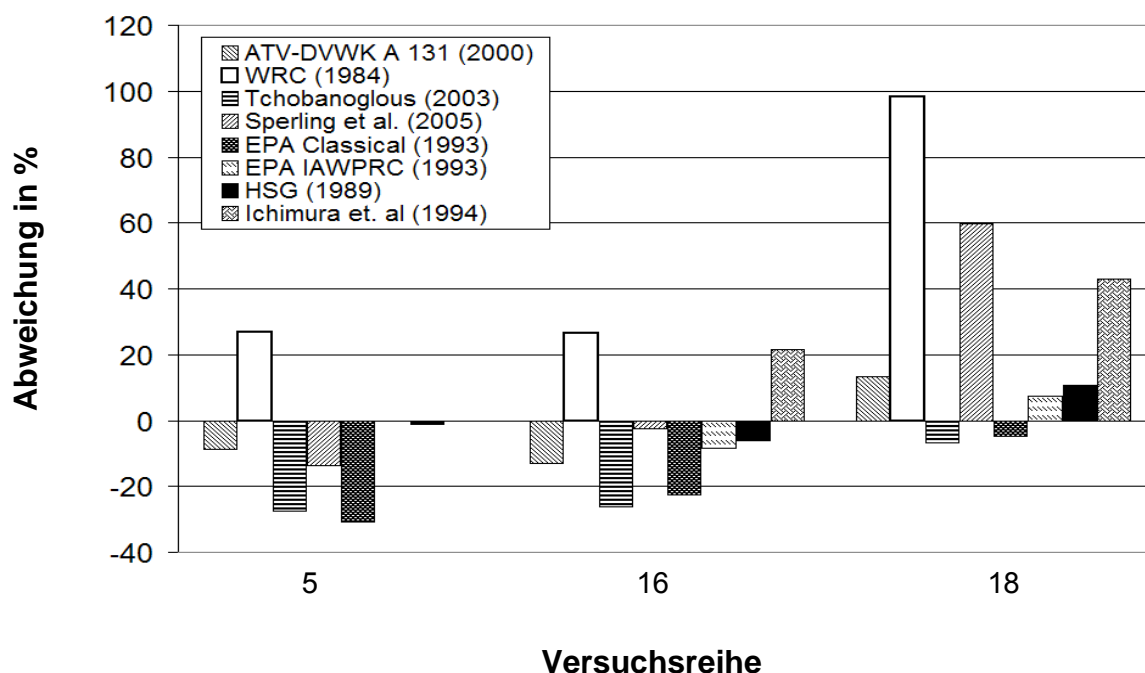


Bild 45: Abweichung der Schlammproduktion entsprechend verschiedener Bemessungsempfehlungen von den gemessenen Werten bei 20 °C (Versuchsreihen Ölbachtal)

Bild 45 zeigt die prozentualen Abweichungen der Bemessungsempfehlungen von den Messergebnissen der Versuchsreihen bei 20 °C. Die Berechnungsergebnisse gemäß HSG (1989) bei einer Abwassertemperatur von 20 °C liegen für die Versuchsreihen 5 und 16 jeweils unter -6 % des Messergebnisses und bei Versuchsreihe 18 bei +11 %. Die Berechnung nach ATV-DVWK A 131 (2000) weicht um weniger als  $\pm 14$  % von den Messergebnissen ab. Die größte Abweichung von den Versuchsergebnissen weist die Berechnung gemäß WRC (1984) mit bis zu +98 % auf (Versuchsreihe 18). Die Berechnungen nach Tchobanoglous (2003) und EPA (1993, klassischer Ansatz) zeigten Abweichungen von knapp über -20 % vom Versuchsergebnis in den Versuchsreihen 5 und 16. In Versuchsreihe 18 liegen die Ergebnisse dieser beiden Bemessungsempfehlungen bei nur -6 bzw. -4 % Abweichung. Die Berechnung nach Sperling et al. (2005) und Ichimura (1994) ergibt Abweichungen von +60 % bzw. +43 % oberhalb der Messwerte in Versuchsreihe 18.

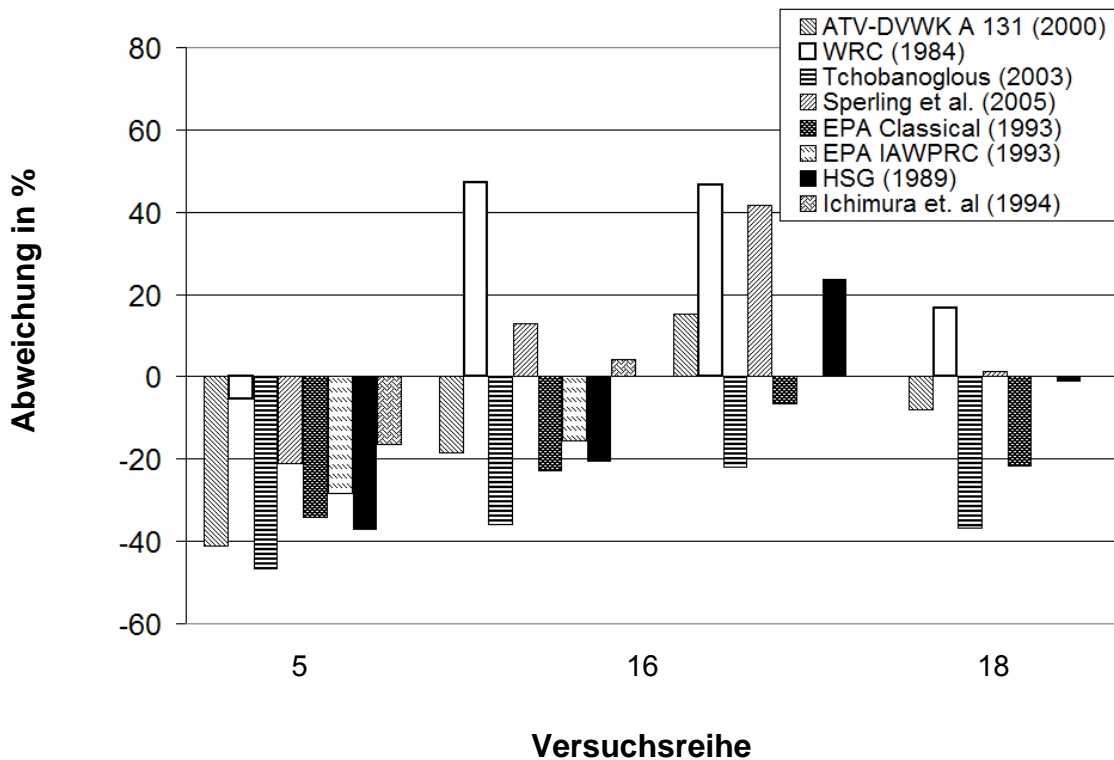


Bild 46: Abweichung der Schlammproduktion entsprechend verschiedener Bemessungsempfehlungen von den gemessenen Werten bei 25 °C (Versuchsreihen Ölbachtal)

Bei 25 °C zeigt die berechnete Schlammproduktion der Bemessungsempfehlungen und die Schlammproduktion der Versuchsreihen nur wenig Übereinstimmung (Bild 46). Die maximale Abweichung von den Versuchsergebnissen beträgt +47 % bei der berechneten Schlammproduktion nach WRC (1984) für Versuchsreihe 20 und 10. Bei Versuchsreihe 19 liegt die berechnete Schlammproduktion aller Bemessungsempfehlungen um -5 bis -47 % unterhalb der Messergebnisse. In Versuchsreihe 9 ist eine annähernde Übereinstimmung (< 2 %) der Messwerte mit dem Berechnungsergebnis nach HSG (1989) und Sperling et al. (2005) gegeben.

Für die Abwassertemperatur von 30 °C (Bild 47) liegt die berechnete Schlammproduktion nach den Bemessungsempfehlungen - mit Ausnahme der Berechnungen nach WRC (1984) für Versuchsreihen 21, 24 und 25 und Sperling et al. (2005) für Versuchsreihe 21 - immer unterhalb der Messergebnisse. Die Ergebnisse der Extrapolation gemäß ATV-DVWK A 131 (2000) weichen zwischen -37 und -47 % von den Versuchsergebnissen ab. Die Berechnung der Schlammproduktion nach Tchobanoglous (2003) prognostiziert Werte, welche zwischen -43 und -61 % unterhalb der gemessenen Schlammproduktionen liegen. Bei 30 °C ist also eine generelle und sehr hohe Unterschätzung der Schlammproduktion nach den Berech-

nungen der Bemessungsempfehlungen festzustellen. Dies gilt für 37 der insgesamt 40 Vergleiche.

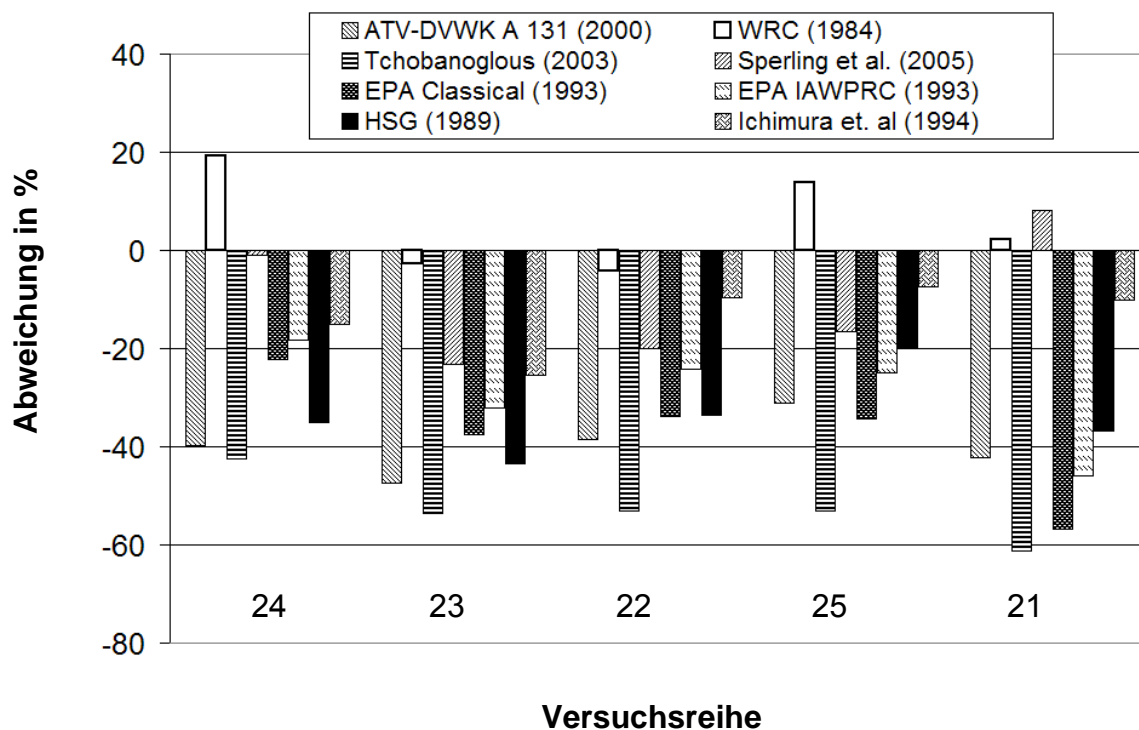


Bild 47: Abweichung der Schlammproduktion entsprechend verschiedener Bemessungsempfehlungen von den gemessenen Werten bei 30 °C (Versuchsreihen Ölbachtal)

#### 7.4.9 Aerobes Mindestschlammalter

Ein Ziel der Untersuchungen auf der Versuchsanlage Ölbachtal war, die aeroben Mindestschlammalter für eine gesicherte Nitrifikation für hohe Temperaturen unter Betriebsbedingungen mit kommunalem Abwasser zu ermitteln. Die Versuche wurden bei Temperaturen von 25 und 30 °C und als Referenzbereich bei Temperaturen von 15 bis 20 °C durchgeführt. Bei den Referenzversuchsreihen wurden die aeroben Mindestschlammalter gemäß der Vorgabe des Arbeitsblattes A 131 der ATV-DVWK (2000) eingestellt. Bild 48 zeigt die ermittelten aeroben Mindestschlammalter für die verschiedenen Versuchstemperaturen sowie die Referenzversuchsreihen.

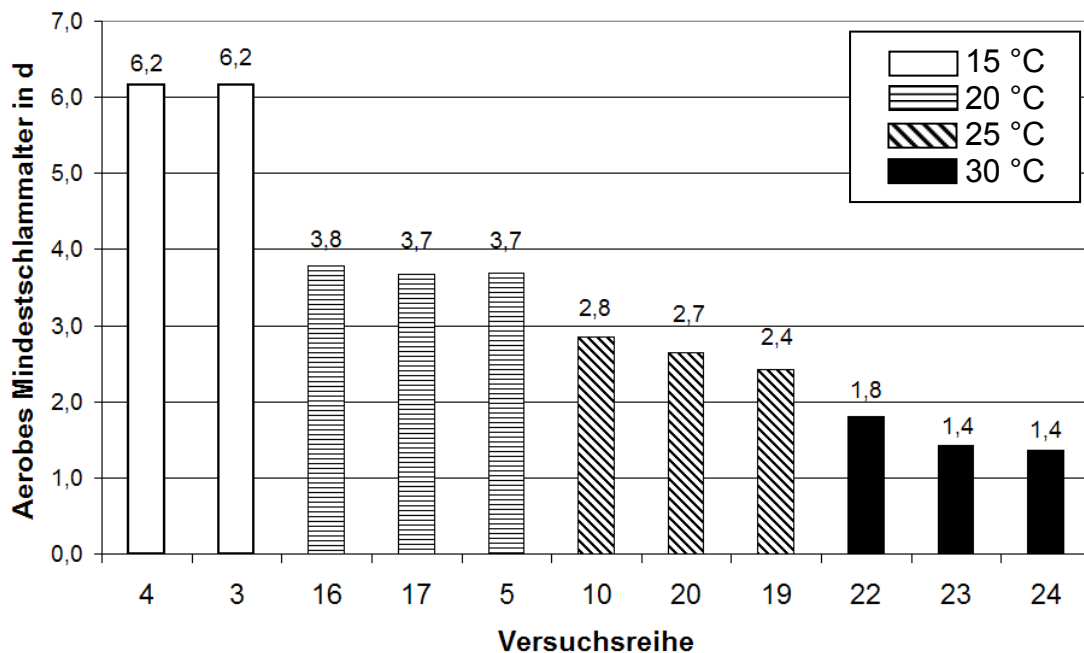


Bild 48: Aerobes Mindestschlammalter für eine Nitrifikation bei verschiedenen Abwassertemperaturen (Versuchsreihen Ölbachtal)

Bei allen Versuchsreihen mit hohen Abwassertemperaturen war eine weitestgehende Nitrifikation bei den in Bild 48 angegebenen aeroben Schlammaltern gegeben. Unterschiede zwischen Versuchsreihen mit einem höheren und niedrigeren aeroben Schlammalter bei gleicher Temperatur zeigen sich insbesondere bei der Verarbeitung der aufgetretenen Ammoniumstickstoffspitzen im Zulauf.

Die Diskussion der Versuchsergebnisse zum aeroben Mindestschlammalter erfolgt anhand des Spitzenfaktors der zulaufenden Ammoniumstickstoffkonzentration und anhand der zwei Grenzwerte 2 und 10 mg/l für den Ablauf von Ammoniumstickstoff. Zur Berechnung des aeroben Mindestschlammalters werden in einigen Bemessungsempfehlungen (z. B. WRC, 1984; Sperling, 2005) 2 mg/l als zu erreichende Ablaufkonzentration verwendet. Die Bemessungsempfehlung der ATV-DVWK A 131 (2000) weist in der Berechnung der denitrifizierbaren Stickstofffracht ebenfalls einen Wert von 2 mg/l als erreichbare Ablaufkonzentration aus. Der Grenzwert von 10 mg/l wurde entsprechend Anhang 1 der Abwasserverordnung (AbwV, 2004) gewählt.

### **Aerobes Mindestschlammalter bei einer Abwassertemperatur von 25 °C**

Zur Bestimmung des aeroben Mindestschlammalters bei einer Abwassertemperatur von 25 °C wurden eine Versuchsreihe aus 2006 (Nr. 10) und Versuchsreihen in 2007 (Nr. 19 und 20) herangezogen. Tabelle 33 zeigt die Ergebnisse der drei hier diskutierten Versuchsreihen mit aeroben Schlammaltern von 2,4 bis 2,8 Tagen.

In Versuchsreihe 19 wurde ein aerobes Schlammalter von 2,4 Tagen bei einer mittleren Stickstofffracht von 35,8 g/d eingestellt. Die maximale Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf lag bei 70,0 mg/l im Zwei-Stundenmittel. Der maximale und mittlere Spitzenfaktor der Ammoniumstickstoffkonzentration lag bei 1,8 bzw. 1,5. Die maximale Ammoniumstickstoffkonzentration im Ablauf war mit 19,3 mg/l im Zwei-Stundenmittel sehr hoch. Die Grenzwerte von 2 bzw. 10 mg/l wurden sowohl im Tagesmittel (z. B. 2 mg/l: 12 Überschreitungen) als auch im Zwei-Stundenmittel (z. B. 2 mg/l: 94 Überschreitungen) häufig nicht eingehalten. Der Nitrifikationsgrad ist in Versuchsreihe 19 mit 87,0 % für eine weitestgehende Nitrifikation noch ausreichend. Zur Verarbeitung der Ammoniumstickstoffspitzen ist ein aerobes Schlammalter von 2,4 Tagen jedoch nicht ausreichend, was die hohe Anzahl an Grenzwertüberschreitungen zeigt.

In Versuchsreihe 20 wurde bei einer mittleren Stickstofffracht von 30,4 g/d ein aerobes Schlammalter von 2,7 Tagen eingestellt. Das maximale Zwei-Stundenmittel der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf lag mit 76,1 mg/l und der maximale Tagesmittelwert mit 56,6 mg/l etwas höher als in Versuchsreihe 19. Der maximale und der mittlere Spitzenfaktor der Ammoniumstickstoffkonzentration lagen beide bei 1,4 und sind somit etwas niedriger als in Versuchsreihe 19. Die ablaufende Ammoniumstickstoffkonzentration überschreitet im Tagesmittel die Grenzwerte nicht. Im Zwei-Stundenmittel wird der Grenzwert im Ablauf von 2 mg/l zwanzigmal überschritten. Demgegenüber wird der Grenzwert von 10 mg/l auch von der maximalen Ammoniumstickstoffkonzentration von 9,7 mg/l im Zwei-Stundenmittel nicht überschritten. Die Stickstoffspitzen in Versuchsreihe 20 werden somit weitestgehend verarbeitet. Der Nitrifikationsgrad liegt mit 97,7 % auf einem sehr hohen Niveau. Ein aerobes Schlammalter von 2,7 Tagen ist somit nicht nur ausreichend für eine weitestgehende Nitrifikation, sondern auch zur Verarbeitung von Ammoniumstickstoffschwankungen.

Das aerobe Schlammalter in Versuchsreihe 10 lag mit 2,8 Tagen um 0,1 bzw. 0,4 Tage höher als in Versuchsreihe 19 bzw. 20. Die mittlere Stickstofffracht in Versuchsreihe 10 betrug mit 67,2 g/d jedoch ungefähr das Doppelte der Versuchsreihen 19 und 20. Im Verlauf der Versuchsreihe 10 lag der maximale und mittlere

Spitzenfaktor der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf bei 2,2 und 1,6. Somit sind die Ammoniumstickstoffschwankungen dieser Versuchsreihe höher als in den beiden anderen Versuchsreihen. Im Tagesmittel werden die Ablaufgrenzwerte von 2 bzw. 10 mg/l sechzehn bzw. dreimal überschritten. Im Zwei-Stundenmittel wurden 129 (2 mg/l) bzw. 6 (10 mg/l) Überschreitungen des Grenzwertes im Ablauf gezählt. Bemerkenswert ist jedoch, dass trotz der hohen Belastung und trotz der hohen Ammoniumstickstoffschwankungen der Grenzwert von 10 mg/l im Zwei-Stundenmittel nur sechsmal überschritten wurde und der Nitrifikationsgrad mit 92,9 % hoch ist. Zu Versuchsreihe 10 ist außerdem zu bemerken, dass die Versuchsanlage zeitweise mit CSB überlastet war (Überschreitung der ablaufenden CSB-Konzentration von 75 mg/l im Tagesmittel an fünf Versuchstagen). Der Abbau von Ammoniumstickstoff wurde hiervon allerdings nicht beeinflusst. Die Ergebnisse dieser Versuchsreihe zeigen dennoch sehr gut, dass eine geringfügige Steigerung des aeroben Schlammalters eine deutlich höhere Abbauleistung ermöglicht.

Nach den hier dargestellten Ergebnissen kann zur Bemessung ein aerobes Mindestschlammalter von 2,7 Tagen bei einer Abwassertemperatur von 25 °C empfohlen werden.

Tabelle 33: Aerobe Schlammalter, zulaufende Stickstofffrachten, Ammoniumstickstoffspitzenfaktoren und Grenzwertüberschreitungen der Versuchsreihen zum aeroben Mindestschlammalter bei 25 °C

Versuchsreihe	19	20	10
Aerobes Schlammalter	2,4	2,7	2,8
Mittlere Stickstofffracht $B_{d,Nges}$ in g/d	35,8	30,4	67,2
Maximale Ammoniumstickstoffkonzentration S im Zulauf als Zwei-Stundenmittelwert in mg/l	70,0	76,1	100,3
NH <sub>4</sub> -N Tagesmittelwert MD am Tag der größten Ammoniumstickstoffspitze in mg/l	49,2	56,6	62,1
Maximaler 2h-Spitzenfaktor SF der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf	1,8	1,4	2,2
Mittlerer täglicher 2h-Spitzenfaktor SFD der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf	1,5	1,4	1,6
Maximale Ammoniumstickstoffkonzentration im Ablauf als Zwei-Stundenmittelwert in mg/l	19,3	9,7	14,3



Fortsetzung Tabelle 33

Anzahl der Tage mit Überschreitung der Ammoniumstickstoffkonzentration von 10 mg/l im Ablauf als Tagesmittel	4	0	3
Anzahl der Tage mit Überschreitung der Ammoniumstickstoffkonzentration von 2 mg/l im Ablauf als Tagesmittel	12	0	16
Anzahl der Überschreitungen der Ammoniumstickstoffkonzentration von 10 mg/l im Ablauf als Zwei-Stundenmittel	50	0	6
Anzahl der Überschreitungen der Ammoniumstickstoffkonzentration von 2 mg/l im Ablauf als Zwei-Stundenmittel	94	20	129
Nitrifikationsgrad in %	87,0	97,7	92,9

$$S = \max_r \{Ni\}$$

$$MD = \frac{1}{D} \sum_1^D Ne$$

$$SF = \max_{vt} \left\{ \frac{\max \{Ni\}}{vt} \right. \\ \left. \frac{1}{J_{vt}} \sum_{j_{vt}} Ne \right\}$$

$$SFD = \frac{1}{VT} \sum_1^{VT} \frac{\max \{Ni\}}{\frac{1}{J_{vt}} \sum_{j_{vt}} Ne}$$

Ne = Einzelmesswert (NH<sub>4</sub>-N)

Ni = 2-h-Mittelwerte (NH<sub>4</sub>-N)

r = Ni einer Versuchsreihe

J = Anzahl der Ne eines Versuchstages

D = Anzahl der Ne am Tag des Auftretens von S

VT = Anzahl der Tage vt einer Versuchsreihe

### Aerobes Mindestschlammalter bei einer Abwassertemperatur von 30 °C

Zur Bestimmung des aeroben Mindestschlammalters bei einer Abwassertemperatur von 30 °C wurden drei Versuchsreihen (Nr. 22 bis 24) mit aeroben Schlammaltern von 1,4 bis 1,8 Tagen durchgeführt. Alle drei Versuchsreihen weisen eine mittlere Gesamtstickstofffracht zwischen 37,5 und 42,6 g/d auf. Der Nitrifikationsgrad liegt in allen Versuchsreihen bei über 90 %. Die Unterschiede zwischen den drei Versuchsreihen bestehen hauptsächlich in der Verarbeitung der Ammoniumstickstoffspitzen.

In Versuchsreihe 23 mit einem aeroben Schlammalter von 1,4 Tagen wurde die Versuchsanlage Ölbachtal mit einer mittleren Stickstoffbelastung von 42,6 g/d belastet. Die maximale Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf lag bei 73,2 mg/l

im Zwei-Stundenmittel. Der mittlere bzw. maximale Spitzenfaktor der Ammoniumstickstoffkonzentration lag bei 1,6 bzw. 1,8. Im Ablauf lag die maximale Ammoniumstickstoffkonzentration im Zwei-Stundenmittel bei 8,3 mg/l. Der Grenzwert von 10 mg/l wurde an keinem der Versuchstage sowohl im Tages- als auch im Zwei-Stundenmittel erreicht. Demgegenüber wurde der Grenzwert von 2 mg/l im Tagesmittel einmal und der im Zwei-Stundenmittel 19 mal überschritten. Der Nitrifikationsgrad liegt bei 98,1 %.

In Versuchsreihe 24 betrug das aerobe Schlammalter ebenfalls 1,4 Tage. Die Versuchsreihe 24 wurde im Anschluss an Versuchsreihe 23 durchgeführt, um die Auswirkungen des bereits in Versuchsreihe 23 sich zeigenden Auswaschens der nitrifizierenden Biomasse beobachten zu können. Die mittlere Stickstofffracht lag bei 37,5 g/d. Im Zwei-Stundenmittel lag die maximale Ammoniumstickstoffkonzentration bei 66,3 mg/l und der maximale Tagesmittelwert lag bei 49,4 mg/l. Die mittlere und maximale Ammoniumstickstoffspitze im Zulauf betrug 1,3 bzw. 1,6. Die maximale Ammoniumstickstoffkonzentration im Ablauf wurde mit 11,5 mg/l im Zwei-Stundenmittel bestimmt. Im Tagesmittel wurde eine Überschreitung des Grenzwertes von 10 mg/l nicht gemessen, im Zwei-Stundenmittel jedoch dreimal. Der Grenzwert von 2 mg/l wurde 38 mal überschritten. Trotz dieser Überschreitungen fand eine weitestgehende Nitrifikation statt, was durch den hohen Nitrifikationsgrad von 96,8 % belegt wird.

Versuchsreihe 22 hat mit einem aeroben Schlammalter von 1,8 Tagen das größte Schlammalter der drei Versuchsreihen. Die mittlere Stickstofffracht lag bei 41,9 g/d. Die maximale Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf betrug 86,3 mg/l und die maximale Ammoniumstickstoffkonzentration im Tagesmittel 49,9 mg/l. Beide Werte sind die höchsten gemessenen Werte der drei Versuchsreihen. Der Spitzenfaktor der Ammoniumstickstoffkonzentration betrug im Mittel 1,5 und maximal 1,7. Im Ablauf wurde ein maximaler Zwei-Stundenmittelwert der Ammoniumstickstoffkonzentration von 0,8 mg/l bestimmt. Die Grenzwerte von 2 und 10 mg/l wurden weder im Tagesmittel noch im Zwei-Stundenmittel überschritten. Der Nitrifikationsgrad war mit 99,4 % sehr hoch.

Die Ergebnisse zeigen, dass bei einem aeroben Schlammalter von 1,4 Tagen zwar noch weitestgehend nitrifiziert wird, jedoch die nitrifizierende Biomasse über die Zeit bereits ausgewaschen wird. Dies deutet sich bereits in Versuchsreihe 23 an und zeigt sich deutlich in der nachfolgenden Versuchsreihe 24, in der die Grenzwerte häufiger überschritten werden, obwohl die mittlere Stickstofffracht geringer als in der vorangegangenen Versuchsreihe 23 ist. Die Ammoniumstickstoff-

spitzen werden ebenfalls nicht ausreichend verarbeitet. Hier ist eine Verschlechterung in der nachfolgenden Versuchsreihe 24 bei gleich bleibendem aeroben Schlammalter von 1,4 Tagen zu beobachten.

Zur Bemessung aerober Belebungsanlagen mit dem Reinigungsziel Nitrifikation wird deshalb ein aerobes Mindestschlammalter von 1,8 Tagen empfohlen, da bei diesem aeroben Schlammalter nicht nur eine weitestgehende Nitrifikation, sondern auch eine sehr gute Verarbeitung der Ammoniumstickstoffspitzen gegeben war.

Tabelle 34: Aerobe Schlammalter, zulaufende Stickstofffrachten, Ammoniumstickstoffspitzenfaktoren und Grenzwertüberschreitungen der Versuchsreihen zum aeroben Mindestschlammalter bei 30 °C

Versuchsreihe	22	23	24
Aerobes Schlammalter	1,8	1,4	1,4
Mittlere Stickstofffracht $B_{d,N_{ges}}$ in g/d	41,9	42,6	37,5
Max. Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf als Zwei-Stundenmittelwert in mg/l	86,3	73,2	66,3
NH <sub>4</sub> -N Tagesmittelwert am Tag der größten Ammoniumstickstoffspitze in mg/l	49,9	46,8	49,4
Maximaler 2h-Spitzenfaktor der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf = SF	1,7	1,8	1,6
Mittlerer täglicher 2h-Spitzenfaktor der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf = SF <sub>d</sub>	1,5	1,6	1,3
Maximale Ammoniumstickstoffkonzentration im Ablauf als Zwei-Stundenmittelwert in mg/l	0,8	8,3	11,5
Anzahl der Tage mit Überschreitung der Ammoniumstickstoffkonzentration von 10 mg/l im Ablauf als Tagesmittel	0	0	0
Anzahl der Tage mit Überschreitung der Ammoniumstickstoffkonzentration von 2 mg/l im Ablauf als Tagesmittel	0	1	4
Anzahl der Überschreitungen der Ammoniumstickstoffkonzentration von 10 mg/l im Ablauf als Zwei-Stundenmittel	0	0	3
Anzahl der Überschreitungen der Ammoniumstickstoffkonzentration von 2 mg/l im Ablauf als Zwei-Stundenmittel	0	19	38
Nitrifikationsgrad berechnet aus den Tagesmischproben in % von $B_{d,N_{ges}}$	99,4	98,1	96,8

#### 7.4.10 Vergleich des aeroben Mindestschlammalters der Versuchsreihen Ölbachtal mit bekannten Bemessungsempfehlungen

Die Ergebnisse zum aeroben Mindestschlammalter liegen über den Empfehlungen verschiedener Autoren bzw. über den Werten, die sich bei einer Extrapolation dieser Bemessungsempfehlungen bis in den hier behandelten Temperaturbereich ergeben. Dies gilt für die Empfehlungen der EPA (1993), der ATV-DVWK (2000), den Hochschulgruppenansatz (1989) und den Ansatz nach Sperling et al. (2005). Die Bemessungsempfehlung nach Degrémont (2005) kommt den Ergebnissen am nächsten. Bei einer Abwassertemperatur von 25 °C wird gemäß Degrémont (2005) ein aerobes Mindestschlammalter von ca. 2,9 Tagen gefordert, was somit 0,2 Tage über dem ermittelten Wert von 2,7 Tagen liegt. Bei einer Abwassertemperatur von 30 °C ist der Unterschied allerdings größer. Hierbei weicht das aerobe Mindestschlammalter gemäß Degrémont (2005) um 22,2 % vom Versuchsergebnis ab.

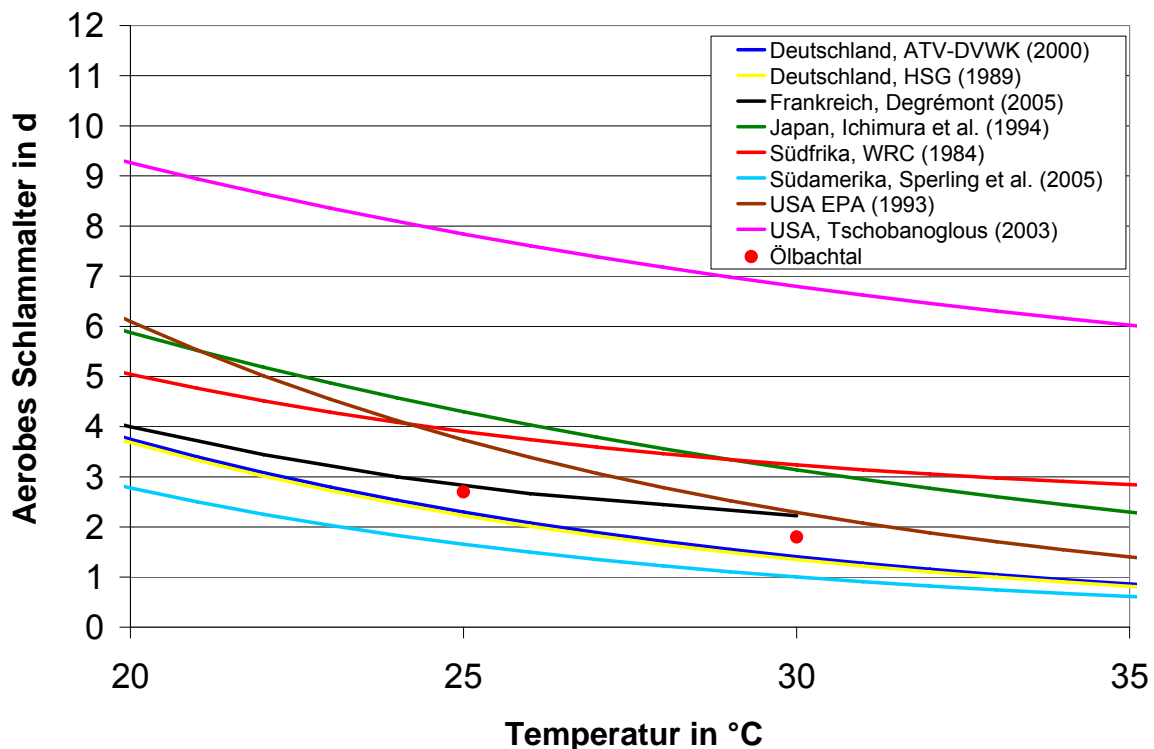


Bild 49: Aerobes Mindestschlammalter der Versuchsreihen Ölbachtal im Vergleich zu bekannten Bemessungsempfehlungen

Der japanische Ansatz von Ichimura et al. (1994) und die Bemessungsempfehlung von der WRC (1984) liegen knapp 1,3 Tage oberhalb des aeroben Mindestschlammalters der Versuchsreihen Ölbachtal. Die Bemessungsempfehlung nach

Tchobanoglous (2003) hat die größte Abweichung von den Versuchsergebnissen mit ca. 5 Tagen bei beiden Abwassertemperaturen.

#### **7.4.11 Absetzverhalten des belebten Schlamm**

In der Literatur (z. B. Kunst et al., 2000) wird häufig betont, dass sich bei hohen Abwassertemperaturen der belebte Schlamm schlecht absetzt ( $ISV > 150 \text{ ml/g}$ ), da viele fadenförmige Organismen (z. B. Nocardioforme Actinomyceten, Typ 0092) bei Abwassertemperaturen von mehr als  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  bessere Wachstumsbedingungen als flockenförmige Organismen haben. In den Versuchen auf der Versuchsanlage Ölbachtal konnte dieser Zusammenhang nicht beobachtet werden. Bei allen Versuchen, die nicht direkt im Grenzbereich des Belebungsverfahrens (Versuche bei hohen Abbauraten und aeroben Mindestschlammaltern der jeweiligen Temperaturbereiche) gefahren wurden, war der Schlamminde bei hohen Temperaturen in der Versuchsstraße niedriger als bei tiefen Temperaturen in der Referenzstraße. Er lag bei  $15 \text{ }^\circ\text{C}$  überwiegend zwischen 150 und 200 ml/g, bei  $30 \text{ }^\circ\text{C}$  zwischen 50 und 100 ml/g

### **7.5 Großtechnische Versuche auf der Versuchsanlage Düsseldorf**

#### **7.5.1 Versuchsbedingungen**

Die großtechnischen Versuche auf der Versuchsanlage Düsseldorf wurden bei Abwassertemperaturen von  $18$  bis  $30 \text{ }^\circ\text{C}$  im Zeitraum September bis Mitte Dezember 2007 durchgeführt. Das zulaufende Abwasser der Kläranlage Düsseldorf Süd hat im Gegensatz zur Kläranlage Bochum Ölbachtal einen größeren industriellen Anteil. Damit werden die Ergebnisse aus den Versuchen im Ölbachtal nicht nur durch die wirklichkeitsnahe Anlagengröße sondern zusätzlich durch die veränderte Abwasserbeschaffenheit abgesichert.

Die Mittelwerte der täglichen Zulaufmengen von CSB und Gesamtstickstoff schwanken in einem Verhältnis von  $1 : 3,0$  und  $1 : 3,1$ , die Schlammbelastungen in einem Verhältnis von  $1 : 2,5$  und  $1 : 2,7$ .

Tabelle 35: Tageszulauffrachten (CSB und  $N_{ges}$ ) der Versuchsanlage Düsseldorf

Versuch	T	$t_{TS,A}$	$B_{d,CSB,Zu}$ kg/d				$B_{d,N_{ges},Zu}$ kg/d			
			Nr.	°C	d	Min.	Mittel	Max.	St.abw.	Min.
1	18	4,8	0,0 <sup>*)</sup>	21,7	31,2	6,6	0,0 <sup>*)</sup>	1,8	3,0	0,9
2	20	4,4	15,9	28,4	34,8	5,5	1,1	2,3	5,8	0,9
3	23	4,2	17,9	28,1	34,6	3,9	1,6	2,6	2,9	0,3
4	25	2,5	28,5	46,6	59,1	10,6	1,8	3,6	5,3	1,1
5	25	2,7	25,7	44,5	62,4	12,1	2,6	4,3	5,3	1,0
6	25	2,8	18,1	31,5	42,2	6,7	1,6	3,3	4,7	1,0
7	30	2,0	27,4	44,7	52,8	6,6	2,5	4,0	4,6	0,6
8	30	2,0	48,6	58,5	61,9	4,6	5,0	5,6	6,0	0,3
9	30	2,3	23,8	47,3	61,4	11,1	3,7	3,8	5,7	1,1

<sup>\*)</sup> Wegen Sauerstoffeintragsversuchen im Rahmen des Teilprojektes der Universität Darmstadt war der Zulauf an eineinhalb Tagen ausgeschaltet.

Tabelle 36 zeigt die durchschnittlichen Trockensubstanzkonzentrationen im Belebungsreaktor sowie die sich daraus ergebende Biomasse. Die Trockensubstanzkonzentration lag während der Versuche im Mittel zwischen 2,1 und 2,6 g/l.

Tabelle 36: Trockensubstanzgehalt und Biomasse bei verschiedenen Abwassertemperaturen (Versuchsanlage Düsseldorf; Versuch Nr. 1-3:  $V = 39,5m^3$ ; Versuch Nr. 4-9:  $V = 38m^3$ )

Versuch	T	$TS_{BB}$ g/l				Biomasse im Reaktor kg			
		Nr.	°C	Min.	Mittel	Max.	St.abw.	Min.	Mittel
1	18	1,8	2,2	2,4	0,2	70,6	86,8	96,7	7,5
2	20	1,9	2,2	2,6	0,2	75,6	88,1	106,6	7,3
3	23	1,9	2,62	3,0	0,3	76,8	99,6	117,0	11,1
4	25	2,0	2,3	2,8	0,2	76,2	85,9	105,7	7,8
5	25	1,8	2,1	2,5	0,2	69,3	80,5	94,7	9,0
6	25	1,96	2,3	2,6	0,2	74,5	86,5	98,1	8,7
7	30	2,2	2,5	2,9	0,2	84,1	95,5	109,8	9,3
8	30	2,2	2,6	2,9	0,2	85,3	98,5	111,5	7,9
9	30	2,2	2,4	2,9	0,3	81,7	92,8	111,3	9,9

Tabelle 37: CSB-Raum- und Schlammbelastung bei verschiedenen Abwassertemperaturen (Versuchsanlage Düsseldorf; Versuch Nr. 1-3:  $V = 39,5\text{m}^3$ ; Versuch Nr. 4-9:  $V = 38\text{m}^3$ )

Versuch	T	CSB-Raumbelastung $\text{kg}/\text{m}^3$				CSB-Schlammbelastung $\text{kg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$			
		Nr.	$^{\circ}\text{C}$	Min.	Mittel	Max.	St.abw.	Min.	Mittel
1	18	0,0 <sup>*)</sup>	0,57	0,82	0,17	0,0 <sup>*)</sup>	0,26	0,39	0,09
2	20	0,42	0,75	0,91	0,15	0,19	0,32	0,43	0,06
3	23	0,47	0,74	0,91	0,10	0,17	0,29	0,39	0,05
4	25	0,75	1,23	1,55	0,28	0,36	0,54	0,68	0,10
5	25	0,68	1,17	1,64	0,32	0,34	0,55	0,74	0,12
6	25	0,47	0,83	1,11	0,18	0,21	0,37	0,55	0,09
7	30	0,72	1,16	1,39	0,18	0,29	0,47	0,53	0,07
8	30	1,28	1,54	1,63	0,12	0,49	0,60	0,72	0,07
9	30	0,63	1,25	1,62	0,26	0,28	0,51	0,60	0,08

<sup>\*)</sup> Wegen Sauerstoffeintragsversuchen im Rahmen des Teilprojektes der Universität Darmstadt war der Zulauf an eineinhalb Tagen ausgeschaltet.

Die Tabelle 37 zeigt die CSB-Raum- und Schlammbelastungen während der Versuchsreihen. Mit ansteigender Abwassertemperatur war es möglich, die CSB-Raum- bzw. Schlammbelastung zu erhöhen, ohne dass die Ablaufqualität sich verschlechterte. Maximal wurde eine mittlere CSB-Raumbelastung von  $1,54 \text{ kg}/\text{m}^3$  in Versuchsreihe 8 erreicht. Die niedrigste mittlere CSB-Raumbelastung mit einem Wert von  $0,57 \text{ kg}/\text{m}^3$  wurde bei Versuchsreihe 1 gemessen.

Größere Schwankungen der CSB-Raum- und Schlammbelastung während der Versuchsreihen traten - mit Ausnahme der Außerbetriebnahme der Zulaufpumpe während der Messung des Sauerstoffeintrages im Rahmen des Teilprojektes der Universität Darmstadt - nicht auf. Dies belegen die geringen Standardabweichungen sowie die minimale und maximale CSB-Raum- und Schlammbelastung.

### 7.5.2 Aerobe Schlammalter der Versuchsreihen Düsseldorf

Die aeroben Schlammalter der Versuchsreihen Düsseldorf (Bild 50) wurden für die jeweils erste Versuchsreihe der Temperaturstufen  $25$  und  $30^{\circ}\text{C}$  in Anlehnung an die ermittelten aeroben Mindestschlammalter der Versuchsreihen Ölbachtal ein-

gestellt. Die Referenzversuche im Temperaturbereich von 18 bis 23 °C waren auf aerobe Schlammalter von 4,3 bis 4,9 Tagen eingestellt.

Bei Beginn der Versuchsreihen mit einer Abwassertemperatur von 25 °C wurde das aerobe Schlammalter auf 2,5 Tage eingestellt. Eine Nitrifikation fand bei diesem aeroben Schlammalter statt. Allerdings sank der Trockensubstanzgehalt von etwa 2,8 g/l zu Beginn auf 2,0 g/l ab, da das Biomassenwachstum den abgezogenen Überschussschlamm zur Einstellung des aeroben Schlammalters nicht ausgleichen konnte. Zur Durchführung von Versuchsreihe 5 wurde deshalb das aerobe Schlammalter wieder geringfügig erhöht. Vor Versuchsreihe 6 fand die Messkampagne der Universität Darmstadt statt. Hierzu wurden die Zulauf- und Überschussschlammumpfen für eineinhalb Tage ausgestellt. Nach erneutem Anlaufen der Versuchsanlage wurde ein aerobes Schlammalter auf etwa 2,9 Tage eingestellt.

Zur Durchführung der Versuchsreihen bei einer Abwassertemperatur von 30 °C wurde ein aerobes Schlammalter von 2,0 und 2,3 Tagen (Versuchsreihen 7 - 9) eingestellt. Hiermit konnte eine stabile Nitrifikation erreicht werden.

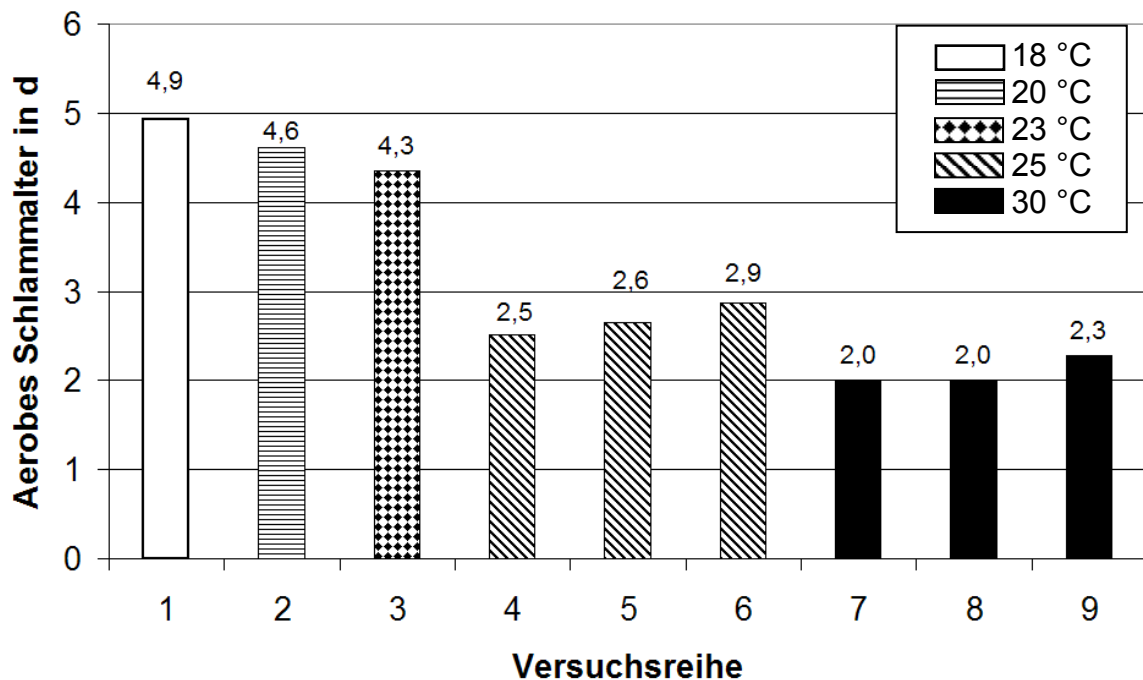


Bild 50: Aerobe Schlammalter der Versuchsreihen Düsseldorf



### 7.5.3 CSB-Abbauraten

Die CSB-Abbauraten steigen tendenziell mit zunehmender Abwassertemperatur an. Bild 51 zeigt die Mittelwerte der spezifischen CSB-Abbauraten aller Versuchsreihen im Vergleich. Bei einer Abwassertemperatur von 30 °C wurde die größte CSB-Elimination (Versuchsreihe 8) mit einem Wert von 0,54 g/g/d als CSB/BMTS erreicht. Die Versuche 4 und 5 weisen bei 25 °C ebenfalls sehr hohe CSB-Abbauraten (zweit- und drittgrößte Abbauraten im Vergleich aller Versuchsreihen) auf.

Die Belastung wurde während der Versuche bei 30 °C sukzessiv gesteigert. In Versuchsreihe 8 wurde jedoch die maximal mögliche Belastung bei Einhaltung der Ablaufwerte erreicht, da die hydraulische Kapazität der Versuchsanlage Düsseldorf mit den Versuchseinstellungen der Versuchsreihe 8 bereits geringfügig überschritten wurde. In Versuchsreihe 9 musste die hydraulische Zulaufbelastung deshalb wieder reduziert werden.

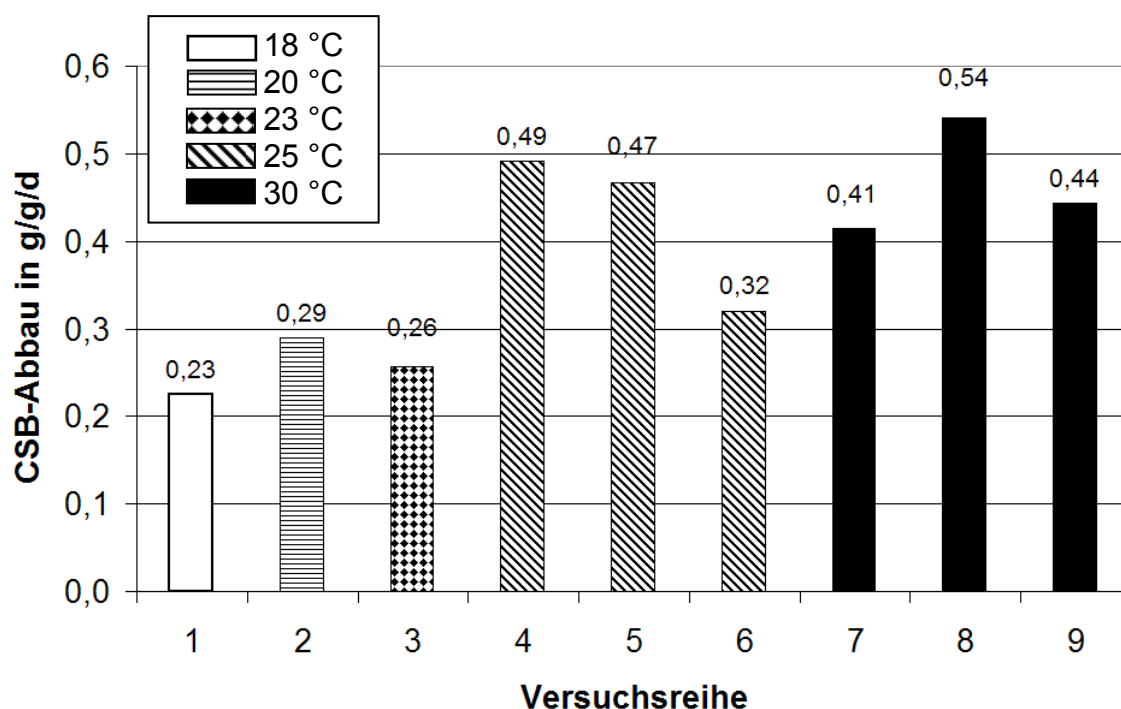


Bild 51: Mittlere spezifische CSB-Abbauraten CSB/BMTS bei verschiedenen Abwassertemperaturen (Versuchsreihen Düsseldorf)

Die Auswertung der Mittelwerte für alle Versuchsreihen bei einer gleichen Abwassertemperatur zeigt Tabelle 38. Zur Berechnung der Mittelwerte wurden die beiden Versuchsreihen 2 und 3 zum Temperaturbereich 20 - 23 °C zusammengefasst.

Tabelle 38: Mittlere spezifische CSB-Abbauraten CSB/BMTS für alle Versuchstemperaturen sowie deren Standardabweichung (Versuchsanlage Düsseldorf)

Versuchstemperatur in °C	Referenz		Versuch	
	18	20 - 23	25	30
Mittelwert in g/g/d	0,23	0,27	0,44	0,47
Standardabweichung in g/g/d	0,12	0,06	0,08	0,06

Die Ergebnisse der Versuche bei den Referenztemperaturen 18 bis 23 °C liegen bei 0,23 und 0,27 g/g/d als CSB/BMTS. Demgegenüber beträgt die mittlere spezifische CSB-Abbauraten der Versuche bei 25 °C 0,44 g/g/d. Dies ist eine Verdoppelung im Vergleich zu dem Referenzversuch bei 18 °C. Gegenüber den Referenzversuchen bei 20 und 23 °C bleibt noch immer ein Anstieg von mehr als 60 %.

Bei Steigerung der Abwassertemperatur um weitere 5 °C von 25 auf 30 °C ist nur noch eine Steigerung der mittleren CSB-Abbauraten um 7 % zu beobachten. Im Mittel beträgt der CSB-Abbau bei einer Abwassertemperatur von 30 °C 0,47 g/g/d.

#### 7.5.4 Abbauraten des Ammoniumstickstoffs

Die spezifischen Abbauraten des Ammoniumstickstoffs der Versuchsreihen Düsseldorf zeigen wie die spezifischen CSB-Abbauraten einen Anstieg bei Anstieg der Abwassertemperatur. Einen Überblick aller mittleren spezifischen Abbauraten des Ammoniumstickstoffs der einzelnen Versuchsreihen zeigt Bild 52. Die maximale spezifische Abbauraten wurde in Versuchsreihe 8 mit 104,8 mg/g/d als  $\text{NH}_4\text{-N/BMTS}$  bei 30 °C gemessen. Die zweithöchste Abbauraten liegt bei 86,2 mg/g/d bei einer Abwassertemperatur von 25 °C in Versuchsreihe 5 vor. Demgegenüber weist Versuchsreihe 1 bei der Referenztemperatur von 18 °C mit 40,3 mg/g/d die niedrigste Abbauraten aller Versuchsreihen auf.

Versuchsreihe 2 und 3 liegen mit Werten von 47,1 und 48,7 mg/g/d als  $\text{NH}_4\text{-N/BMTS}$  nahe beieinander. Im Mittel ist eine Steigerung der spezifischen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Abbauraten von 40,3 mg/g/d auf 85,4 mg/g/d bei einer Temperaturerhöhung von 18 auf 30 °C beobachtet worden (Mittel aus allen Einzelwerten der Temperaturstufe). Dies entspricht einer prozentualen Mehrleistung gegenüber der Referenztemperatur (18 °C) von 112 %.

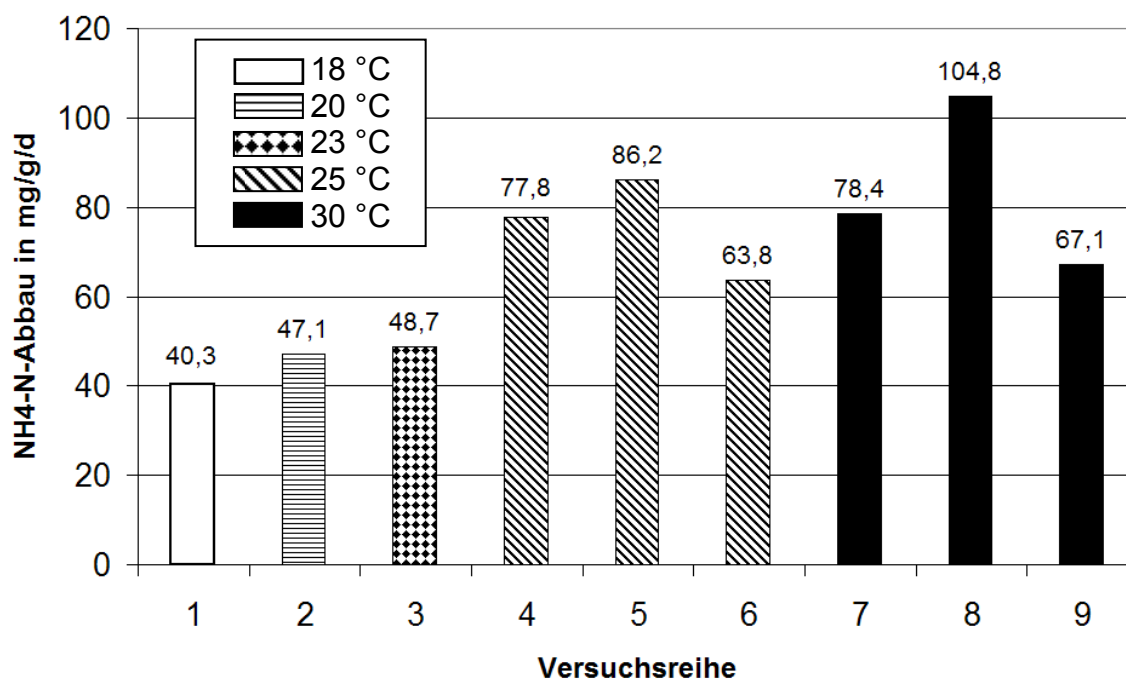


Bild 52: Mittlere spezifische Abbauraten des Ammoniumstickstoffs NH<sub>4</sub>-N/BMTS bei verschiedenen Abwassertemperaturen (Versuchsreihen Düsseldorf)

Die Versuche bei einer Abwassertemperatur von 25 °C ergaben einen mittleren spezifischen Abbau des Ammoniumstickstoffs von 77,1 mg/g/d. Dieser ist nur 10 % geringer als der Wert der mittleren spezifischen Abbaurate der Versuche bei 30 °C.

Die mittlere spezifische Abbaurate des Ammoniumstickstoffs der Referenzversuchsreihen im Temperaturbereich von 20 bis 23 °C reiht sich mit einem Wert von 47,9 mg/g/d als NH<sub>4</sub>-N/BMTS in die ansteigende Tendenz der spezifischen Abbauraten bei steigender Abwassertemperatur ein (Tabelle 39).

Tabelle 39: Mittlere spezifische Abbauraten des Ammoniumstickstoffs NH<sub>4</sub>-N/BMTS bei verschiedenen Abwassertemperaturen (Versuchsreihen Düsseldorf)

Versuchstemperatur °C	Referenz		Versuch	
	18	20 - 23	25	30
Mittelwert mg/g/d	40,3	47,9	77,1	85,4
Standardabweichung mg/g/d	14,2	16,0	21,8	30,3

### 7.5.5 Denitrifikationsraten

Die mittleren spezifischen Denitrifikationsraten der einzelnen Versuchsreihen zeigt Bild 53. Die niedrigste spezifische Denitrifikationsrate als  $N_{el}/BMTS$  beträgt 38,0 mg/g/d bei einer Abwassertemperatur von 18 °C in Versuchsreihe 1. Demgegenüber beträgt die größte Denitrifikationsrate 96,7 mg/g/d bei 30 °C in Versuchsreihe 8.

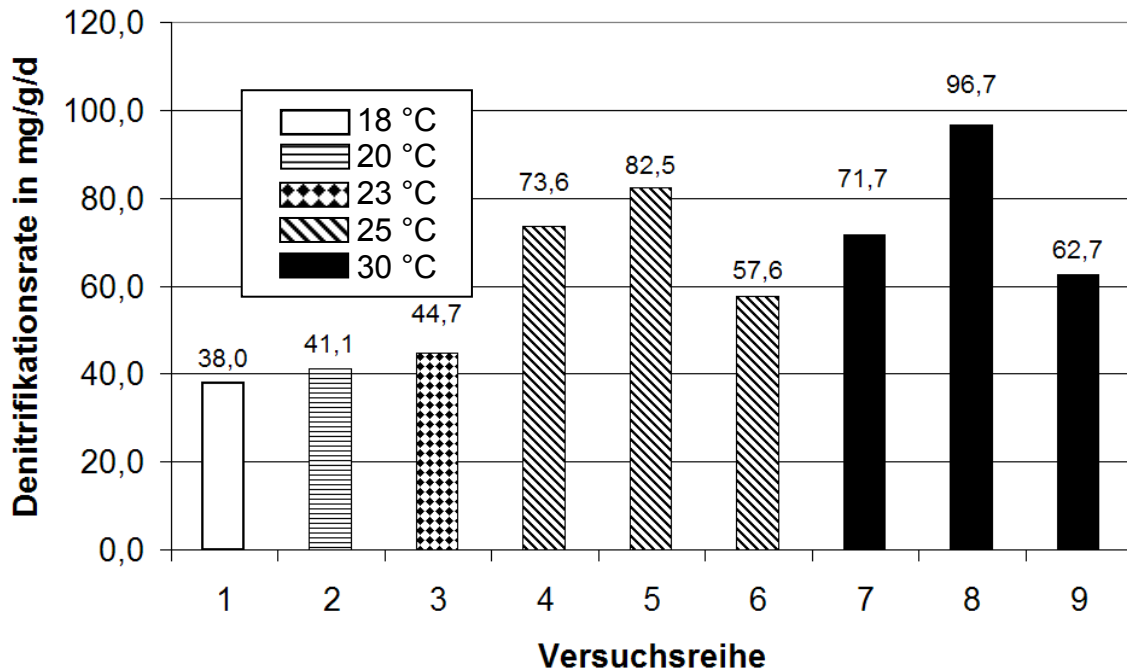


Bild 53: Mittlere spezifische Denitrifikationsraten  $N_{el}/BMTS$  bei verschiedenen Abwassertemperaturen (Versuchsreihen Düsseldorf)

Die Mittelwerte aller Versuchsreihen einer Temperaturstufe zeigen einen Anstieg der spezifischen Denitrifikationsrate bei Anstieg der Abwassertemperatur (Tabelle 40). Der Anstieg der spezifischen Denitrifikationsrate von 18 auf 30 °C beträgt das Zweifache. Die mittlere spezifische Denitrifikationsrate der Versuchsreihen bei 30 °C liegt nur ca. 4,4 % über derjenigen der Versuchsreihen bei 25 °C. Bei Temperaturen über 25 °C erfolgte demnach nur noch ein geringer Anstieg der spezifischen Denitrifikationsraten.

Die CSB-Schlammbelastung ist in den Versuchsreihen 7 und 8 bei 30°C mit Werten von 0,47 und 0,60 kg/(kg·d) zwar hoch, jedoch reicht dies offensichtlich nicht, um den nitrifizierten Stickstoff vollständig zu denitrifizieren.

In Versuchsreihe 9 werden nur 4 % des gesamten zur Verfügung stehenden Nitratstickstoffs nicht umgesetzt. Demgegenüber liegt in Versuchsreihe 7 und 8 der nicht denitrifizierte Nitratstickstoff bei 8,6 bzw. 7,8 % des gesamten denitrifizierbaren Nitratstickstoffs.

Eine ebenfalls nicht vollständige Denitrifikation des vorhandenen Nitratstickstoffs ist in Versuchsreihe 6 bei 25 °C mit 9,4 % nicht abgebauten Nitratstickstoff zu beobachten. Die mittlere CSB-Schlammbelastung dieser Versuchsreihe liegt nur bei 0,37 kg/(kg·d).

Tabelle 40: Mittlere spezifische Denitrifikationsraten  $N_{\text{eli}}/\text{BMTS}$  bei verschiedenen Abwassertemperaturen (Versuchsreihen Düsseldorf)

Versuchstemperatur °C	Referenz		Versuch	
	18	20 - 23	25	30
Mittelwert mg/g/d	38,0	43,0	72,5	75,7
Standardabweichung mg/g/d	14,2	9,7	22,0	19,8

In Versuchsreihe 3 bei 23 °C beträgt der Anteil des nicht denitrifizierten Stickstoffs 8,4 %. Versuchsreihe 2 bei 20 °C hat zwar nur eine Denitrifikationsrate von 41,1 mg/g/d, jedoch werden nur 5,6 % des zur Verfügung stehenden Nitratstickstoffs nicht denitrifiziert.

Abschließend lässt sich aussagen, dass mit Anstieg der Abwassertemperatur die Denitrifikationsrate zunimmt (Tabelle 40). Betrachtet man die Abbauraten des CSB, des Ammoniums und die Denitrifikationsraten simultan, so zeigt sich ein weitgehend paralleler Verlauf. Sondereffekte wie z.B. eine Hemmung der Denitrifikation als Folge von Kohlenstoffmangel, waren deshalb nicht zu beobachten. Da das Abwasser der Kläranlage Düsseldorf-Süd entnommen wird und dort ein Kohlenstoffmangel nicht beobachtet wurde, war dies auch für die Versuche nicht zu erwarten.

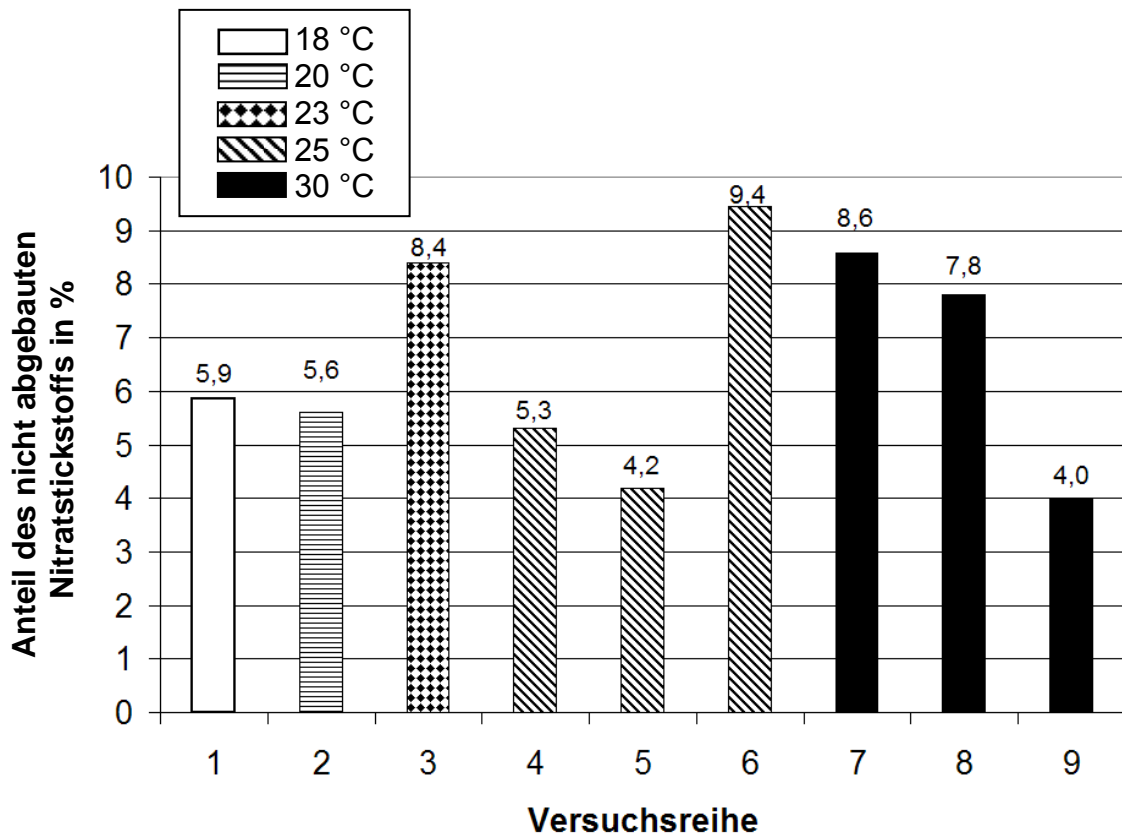


Bild 54: Prozentualer Anteil des nicht denitrifizierten am denitrifizierbaren Stickstoff (Versuchsreihen Düsseldorf)

### 7.5.6 Abbauraten der Versuchsanlage Düsseldorf und der Versuchsanlage Ölbachtal im Vergleich

Die Versuche auf der Versuchsanlage Düsseldorf zeigen gegenüber den Versuchen auf der Versuchsanlage Ölbachtal Steigerungen hinsichtlich der Höhe der spezifischen CSB-Abbauraten. Im Referenztemperaturbereich liegt dieser Anstieg bei 15,0 bzw. 3,8 % im Vergleich gegenüber den Versuchsreihen Ölbachtal (Bild 55). Die spezifische CSB-Abbauraten der Versuchsanlage Düsseldorf ist um 12,8 % gesteigert. Bei 30 °C zeigt die spezifische CSB-Abbauraten aller Versuchsreihen Düsseldorf eine Steigerung um ca. 6,8 % zu den entsprechenden Ergebnissen der Versuchsanlage Ölbachtal.

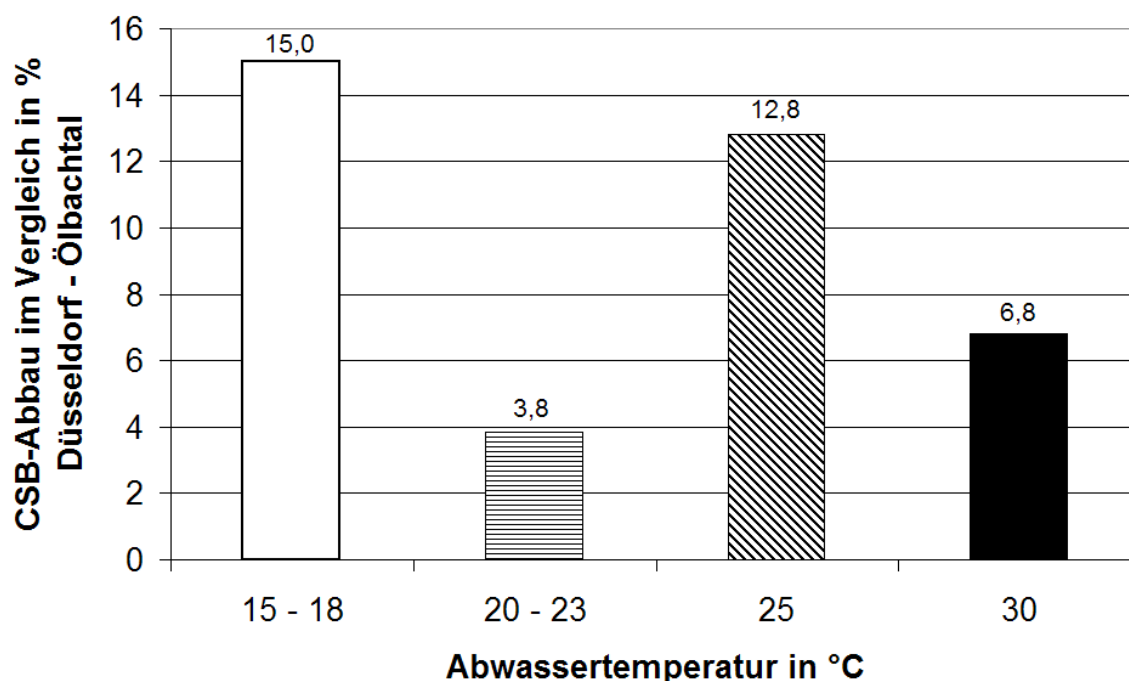


Bild 55: Steigerung der mittleren spezifischen CSB-Abbauraten der Versuchsreihen Düsseldorf im Vergleich zu den Versuchsreihen Ölbachtal (Mittelwerte)

Die Standardabweichung der CSB-Schlammbelastung aller Versuchsreihen Ölbachtal beträgt 0,1, während diese bei den Versuchsreihen Düsseldorf nur 0,08 beträgt. Dies bedeutet, dass während der Versuche auf der Versuchsanlage Düsseldorf eine gleichmäßigere CSB-Schlammbelastung vorlag.

Der Vergleich der spezifischen Abbauraten des Ammoniumstickstoffs beider Versuchsanlagen zeigt ein uneinheitliches Bild. In den Referenzversuchen bei 15 - 18 °C liegt die Abbauraten in Düsseldorf um ca. 26 % unter derjenigen im Ölbachtal. In den Versuchen bei 25 °C und 30 °C sind die Unterschiede deutlich geringer. So sind für die Versuchsreihen Düsseldorf sowohl geringere als auch eine geringfügig höhere Abbauraten feststellbar. Die Werte liegen zwischen -6,3 und +0,7 %.

Ein Grund für die geringeren spezifischen Abbauraten des Ammoniumstickstoffs in Düsseldorf (Ausnahme 25 °C) ist vor allem die geringere Zulaufbelastung des Abwassers. Zusätzlich ist das Verhältnis von CSB zu Stickstoff (C : N) im Abwasser der Versuchsanlage Düsseldorf mit durchschnittlich 17 : 1 fast doppelt so hoch wie das durchschnittliche C : N Verhältnis von 9 : 1 im Abwasser der Versuchsanlage Ölbachtal. Deshalb war für den Betrieb der Versuchsanlage Düsseldorf maßgeblich, die Ablaufwerte für CSB einzuhalten, während es für den Betrieb der Ver-

suchsanlage Ölbachtal maßgeblich war, die Ablaufwerte des Ammoniumstickstoffs einzuhalten.

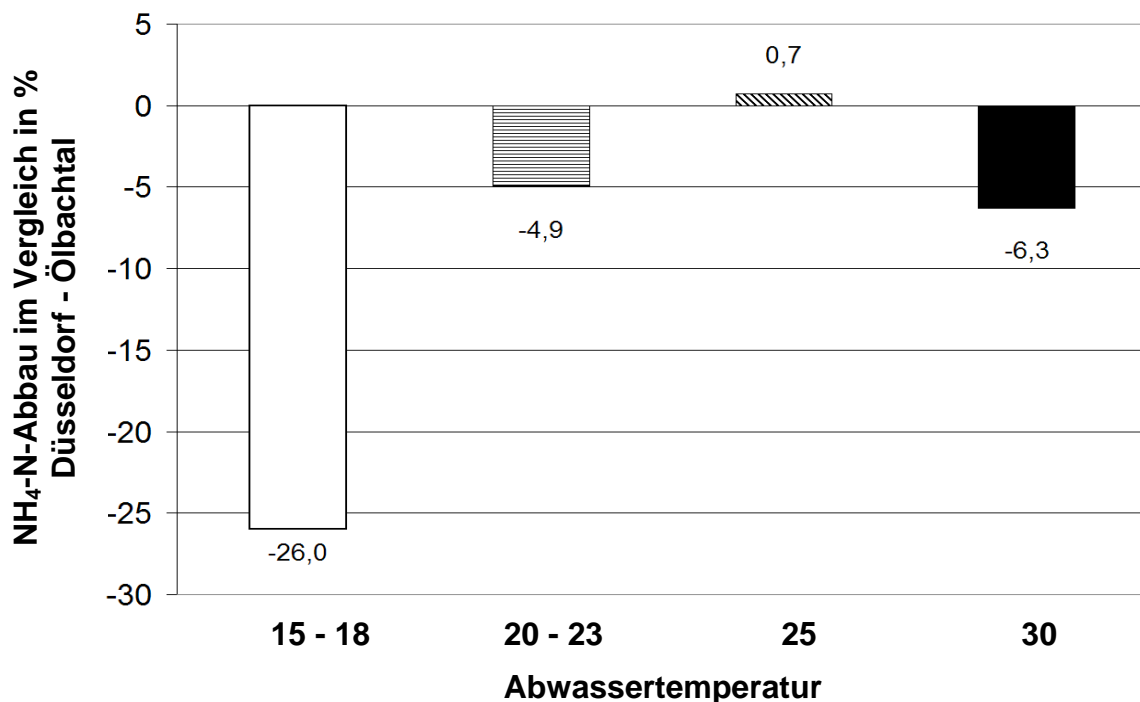


Bild 56: Veränderung der mittleren spezifischen Abbauraten des Ammoniumstickstoffs der Versuchsreihen Düsseldorf gegenüber den Versuchsreihen Ölbachtal (Mittelwerte)

Für die Denitrifikationsraten wird kein Vergleich durchgeführt, da das zulaufende C : N Verhältnis der beiden Versuchsanlagen zu unterschiedlich ist und die Denitrifikationsrate vielmehr vom Vorhandensein leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen abhängig ist.

### 7.5.7 Schlammproduktion

Bild 57 zeigt die mittlere Schlammproduktion jeder Versuchsreihe in kg/d. Die Schlammproduktion nimmt mit sinkendem aeroben Schlammalter und gleichzeitig höheren Abwassertemperaturen zu. Die größte tägliche Schlammproduktion mit 24,4 kg/d wurde bei 30 °C (Versuchsreihe 8) gemessen. Demgegenüber liegt die niedrigste Schlammproduktion von nur 8,1 kg/d bei 18 °C (Versuchsreihe 1) vor.

Zum Vergleich der Versuchsreihen untereinander wird die spezifische Schlammproduktion in Bild 58 dargestellt. Die spezifische Schlammproduktion aller Versuchsreihen Düsseldorf liegt zwischen 0,39 und 0,62 g/g als BMTS/CSB<sub>eli</sub>. Die größte spezifische Schlammproduktion wird in Versuchsreihe 7 bei 30 °C mit ei-



nem Wert von 0,62 g/g als  $BMTS/CSB_{eli}$  erreicht. Die niedrigste spezifische Schlammproduktion aller Versuchsreihen weist Versuchsreihe 2 bei 20 °C mit einem Wert von 0,39 g/g als  $BMTS/CSB_{eli}$  auf.

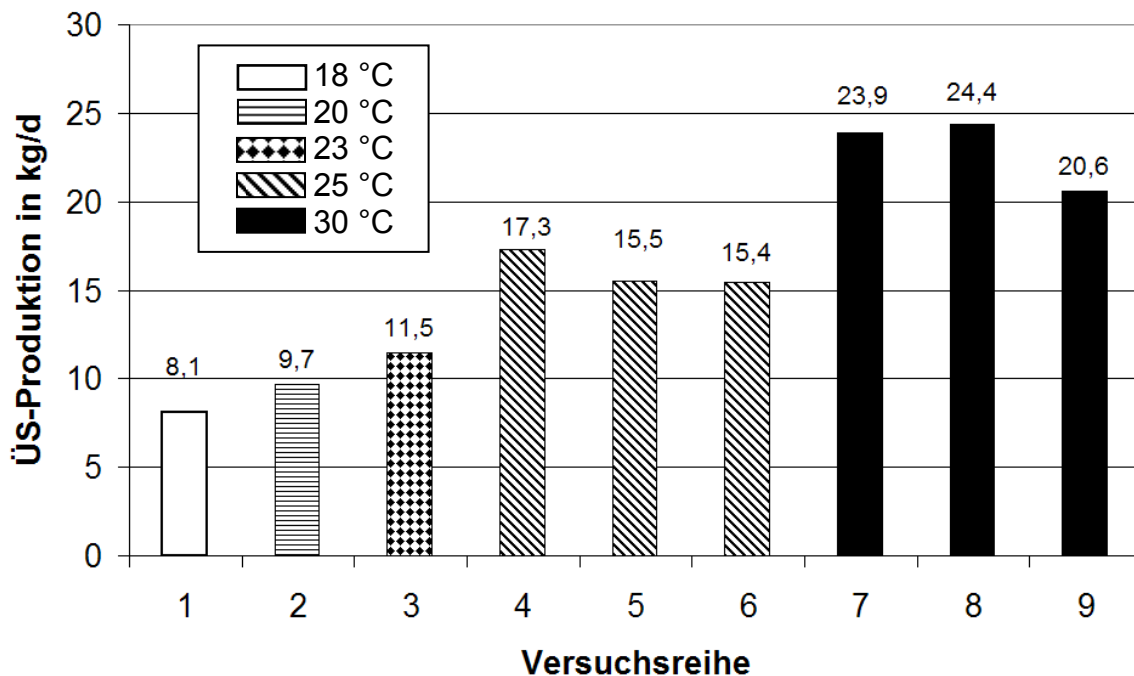


Bild 57: Mittlere Schlammproduktion bei verschiedenen Temperaturen (Versuchsreihen Düsseldorf)

Ein Mittelwert für die spezifische Schlammproduktion kann im Gegensatz zu den Ergebnissen der Versuchsreihen Ölbachtal für die hohen Temperaturbereiche gebildet werden, da sich die Versuchsbedingungen nicht so gravierend wie in den Versuchsreihen Ölbachtal unterscheiden. Tabelle 41 zeigt die mittlere spezifische Schlammproduktion der Versuchsreihen für die einzelnen Temperaturbereiche mit den dazugehörigen Standardabweichungen. Auffallend ist, dass die Unterschiede hinsichtlich der mittleren spezifischen Schlammproduktion eher gering sind. Eine Bemessung ist deshalb mit den Mittelwerten für 25 und 30 °C als vorläufigen Richtwerten möglich.

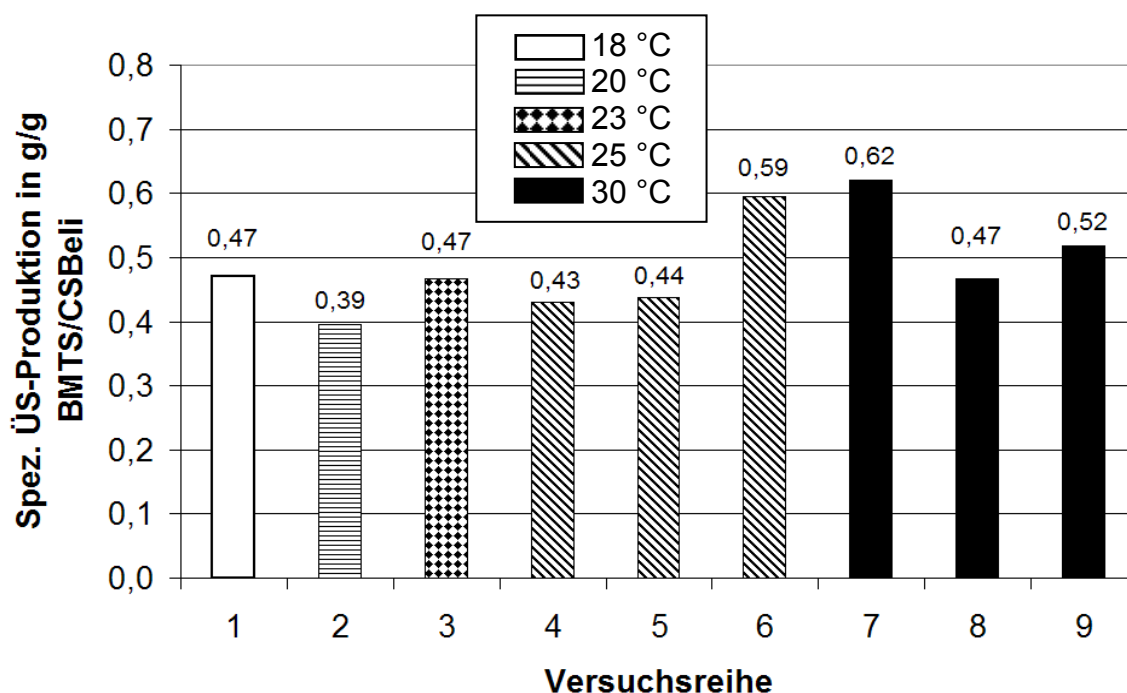


Bild 58: Mittlere spezifische Schlammproduktion bei verschiedenen Temperaturen (Versuchsreihen Düsseldorf)

Die maximale Differenz zwischen zwei Temperaturbereichen liegt bei ca. 20 %. Dieses Ergebnis ist im Einklang mit der Theorie, da sich aus einer bestimmten Menge an Substrat auch eine bestimmte Menge an Biomasse ergibt (Ertragskoeffizient). Die zu beobachtende leichte Temperaturabhängigkeit kann als Sekundäreffekt des von der Temperatur abhängigen Schlammalters erklärt werden.

Tabelle 41: Spezifische Schlammproduktion BMTS/CSB<sub>eli</sub> und Temperatur (Versuchsreihen Düsseldorf)

	Referenz			Versuch	
	18	20	23	25	30
Versuchstemperatur °C	18	20	23	25	30
Mittelwert g/g	0,47	0,39	0,47	0,47	0,52
Standardabweichung g/g	0,25	0,10	0,11	0,18	0,13

### 7.5.8 Schlammproduktion im Vergleich zu den internationalen Bemessungsempfehlungen

Bild 59 zeigt die Schlammproduktion der Versuchsreihen Düsseldorf und die Ergebnisse der Extrapolation bekannter Bemessungsempfehlungen auf Basis der

Versuchsbedingungen im Vergleich für alle Versuchstemperaturen. Bild 60 zeigt die entsprechenden prozentualen Abweichungen von den Ergebnissen der Versuchsreihen Düsseldorf.

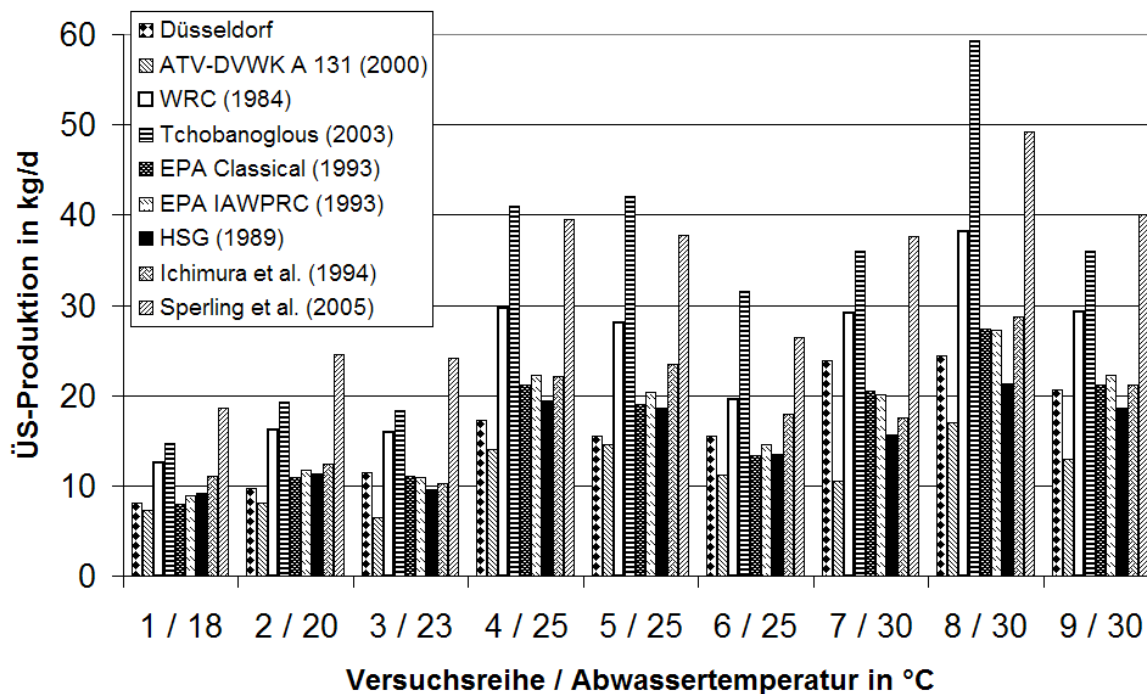


Bild 59: Schlammproduktion der Versuchsanlage Düsseldorf und der Bemessungsempfehlungen

Die Ergebnisse der Bemessungsempfehlungen unterscheiden sich untereinander sehr, so dass auch keine Übereinstimmung mit den Messergebnissen definiert werden kann. Die Schlammproduktion unterliegt je nach angewandter Bemessungsempfehlung gravierenden Unterschieden.

Tendenziell lässt sich eine höhere Schlammproduktion nach Berechnung mit den Bemessungsempfehlungen als in den Versuchsreihen Düsseldorf gemessen feststellen. Selbst bei den Referenzversuchen im mittleren Temperaturbereich liegt die Berechnung nach den Bemessungsempfehlungen bis zu +153 % oberhalb der Versuchsergebnisse Düsseldorf.

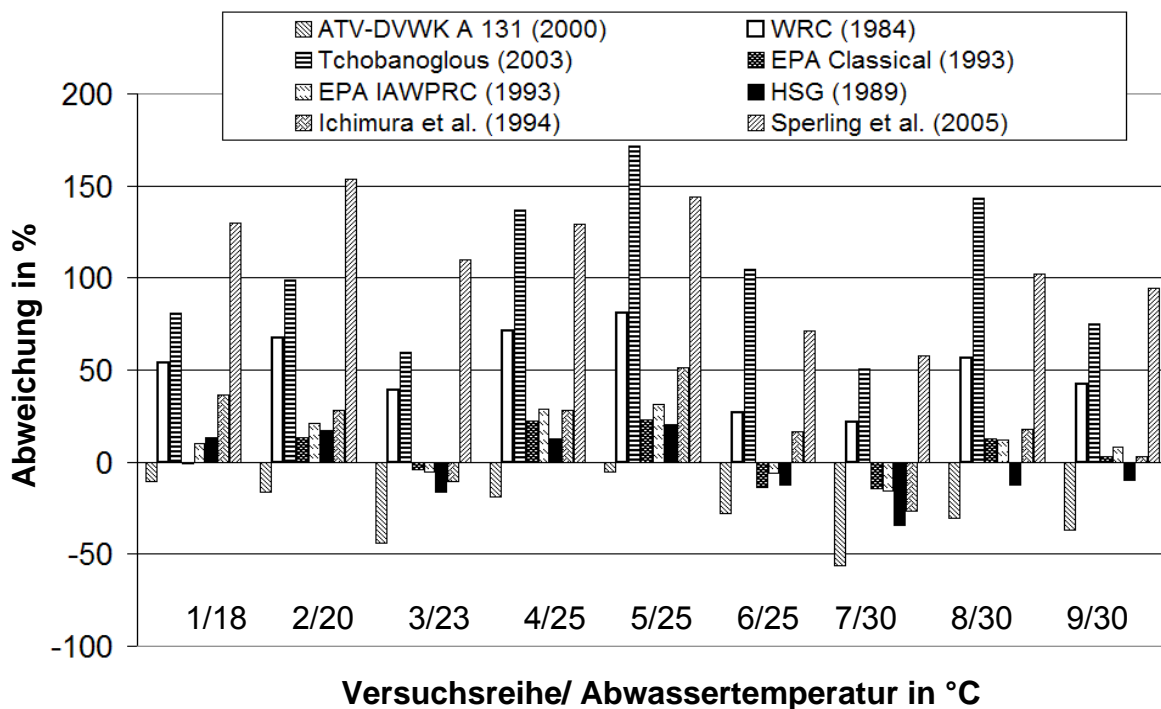


Bild 60: Prozentuale Abweichung der Schlammproduktion nach verschiedenen Bemessungsempfehlungen von den Ergebnissen der Versuchsreihen Düsseldorf

Die berechneten Werte nach den Bemessungsempfehlungen von Tchobanoglous (2003) zeigen eine Abweichung bis zu +180 % gegenüber den Messergebnissen der Versuchsreihen Düsseldorf. Die Berechnung nach Sperling et al. (2005) weist - mit Ausnahme der Versuchsreihen 6, 7 und 9 - stets eine Schlammproduktion von mehr als +100 % gegenüber den Messwerten auf.

Die Extrapolationen der Bemessungsempfehlungen der ATV-DVWK A 131 (2000) und der HSG (1989) zeigen Abweichungen von -56 % bis zu +20 %. Bei den höheren Versuchstemperaturen entspricht die Extrapolation der HSG (1989) und der EPA (1993) annähernd den Versuchsergebnissen (Ausnahme: HSG (1989) bei Versuchsreihen 5 und 7).

In Versuchsreihe 1 bei 18 °C liegen die Ergebnisse nach ATV-DVWK A 131 (2000) und EPA (1993) relativ nahe bei den Versuchsergebnissen ( $\pm 10$  %).

Auffallend ist, dass vor allem die Bemessungsempfehlungen, die die Schlammproduktion sehr detailliert und mit mehreren zu definierenden Parametern berechnen (Tchobanoglous, 2003 und WRC, 1984), die größten Abweichungen von den Versuchsergebnissen aufweisen.

### 7.5.9 Schlammproduktion der Versuchsreihen Ölbachtal und Düsseldorf im Vergleich

Bei einem Vergleich der spezifischen Schlammproduktion  $BMTS/CSB_{eli}$  der Versuchsreihen Ölbachtal und Düsseldorf sind die unterschiedlichen Versuchsbedingungen zu beachten. In den Versuchsreihen Ölbachtal wurde zur Ermittlung der Abbauraten und der aeroben Mindestschlammalter vielfach unter Grenzbedingungen des Belebungsverfahrens gearbeitet. Demgegenüber wurde in den Versuchsreihen Düsseldorf die spezifische Schlammproduktion unter Betriebsbedingungen (ohne Einstellung von Grenzbedingungen) ermittelt.

In den Versuchen auf beiden Versuchsanlagen wurde jedoch deutlich, dass die spezifische Schlammproduktion von der Höhe des aeroben Schlammalters und vom Verhältnis der zulaufenden Feststoff- zu  $CSB$ -Konzentration und weniger von der Abwassertemperatur abhängig ist. Um die oben genannte Abhängigkeit darzustellen, wurden die Messergebnisse der Versuchsreihen beider Versuchsanlagen in Tabelle 42 zusammengefügt. Für eine übersichtlichere Darstellung wurden die Ergebnisse in Schritten zu  $\pm 0,2$  Tage für das aerobe Schlammalter und zu  $\pm 0,01$  g/g für das  $TS_0/CSB$ -Verhältnis zusammengefasst. Bei einigen Versuchsreihen Ölbachtal aus 2006 wurden die Feststoffe im Zulauf nicht bestimmt. Diese Versuchsreihen wurden deshalb hier nicht berücksichtigt.

Tabelle 42: Spezifische Schlammproduktion  $BMTS/CSB_{eli}$  in g/g in Abhängigkeit vom aeroben Schlammalter, vom Verhältnis  $TS_0/CSB$  und von der Temperatur

$TS_0/CSB$ g/g ( $\pm 0,1$ )	Aerobes Schlammalter in d ( $\pm 0,2$ Tage)												
	1,4	1,8	2,2	2,6	3,0	3,4	3,8	4,2	4,6	5,0	5,4	5,8	6,2
0,23			0,62										
0,25			0,47					0,47					
0,33	0,71		0,52	0,43					0,39				0,42
0,35				0,44									
0,37	0,90		0,79	0,64	0,59	0,79				0,47			
0,47		0,82	0,88				0,63		0,66			0,65	
0,51												0,61	
0,61													
0,67										0,78			0,62
mit:	15	18	20	23	25	30	°C						

Mit abnehmendem aeroben Schlammalter steigt die spezifische Schlammproduktion an. Ebenfalls ist bei gleichem aeroben Schlammalter eine Beeinflussung der spezifischen Schlammproduktion durch das  $TS_0/CSB$ -Verhältnis zu erkennen. Bei

Anstieg dieses Verhältnisses steigt die spezifische Schlammproduktion (mit Ausnahme von zwei Werten) ebenfalls an.

## **7.6 Herleitung einer Bemessungsempfehlung für das aerobe Mindestschlammalter im Temperaturbereich von 3 bis 30°C**

Da Messergebnisse zum aeroben Mindestschlammalter nunmehr für den gesamten Temperaturbereich von 3 bis 30 °C vorliegen, ergibt sich die Möglichkeit einer Bemessungsempfehlung für das aerobe Mindestschlammalter. Im Folgenden werden neben der tabellarischen Angabe der Werte zwei unterschiedliche Berechnungsformeln formuliert:

- Unterteilung der bestehenden Bemessungsgleichung der ATV-DVWK A 131 (2000) zum aeroben Mindestschlammalter in drei Temperaturbereiche mit eigenen Temperaturkoeffizienten. Hierbei werden die spez. Wachstumsrate von  $0,47 \text{ d}^{-1}$  und die Form einer Arrhenius Gleichung beibehalten.
- Empirische Ableitung eines Polynoms aus den Werten zum aeroben Mindestschlammalter

Mit diesen neuen Bemessungsformeln wird eine Berechnung des aeroben Mindestschlammalters durchgeführt.

### **7.6.1 Darstellung in tabellarischer Form**

Die tabellarische Angabe hat gegenüber der Berechnung mittels einer Bemessungsgleichung den Vorzug, dass wesentlich weniger Bemessungsparameter erforderlich sind. Dabei ist berücksichtigt, dass gerade die detaillierten und auf einer größeren Zahl von Eingangsparametern basierenden Bemessungsgleichungen (z. B. WRC, 1984: 16 Parameter; Tchobanoglous, 2003: 12 Parameter) große Abweichungen von den Messergebnissen zeigten. Offensichtlich reichen die gegenwärtigen Kenntnisse für eine weitgehend differenzierte theoretisch abgeleitete Berechnung des aeroben Mindestschlammalters nicht aus. Da die Versuchsreihen dieser Arbeit bei niedrigen und hohen Abwassertemperaturen unter Belastungen im Bereich der Angaben der ATV-DVWK A 131 (2000) durchgeführt wurden und ein Ziel des Forschungsprojekts die Fortschreibung der bewährten Bemessungsempfehlung nach ATV-DVWK A 131 (2000) ist, wird in diesem Kapitel eine tabellarische Bemessungsempfehlung (Tabelle 43) in Anlehnung an diese Empfehlung aufgezeigt.

Die Angaben zum aeroben Mindestschlammalter des unteren Temperaturbereichs von 3 bis 9 °C wurden in Sequencing Batch Laborversuchen bestimmt. Die Werte

für das aerobe Mindestschlammalter des mittleren Temperaturbereichs von 10 bis 20 °C gemäß ATV-DVWK A 131 (2000) wurden durch die Versuche auf der Sequencing Batch Laboranlage und der Versuchsanlage Ölbachtal bestätigt. Diese Übereinstimmung der Ergebnisse der Sequencing Batch Laboranlage, der Versuchsanlage Ölbachtal und der Bemessungsgleichungen lässt den Schluss zu, dass die Versuchsbedingungen die Realität hinreichend genau darstellen und dass die Anlagenkonfiguration von untergeordneter Bedeutung ist. Der letzte Gedanke steht im Einklang mit der Theorie, da das erforderliche aerobe Schlammalter eine sich aus der Wachstumskinetik der Mikroorganismen ableitende Größe ist.

Tabelle 43: Vorschlag zum aeroben Mindestschlammalter für den Temperaturbereich von 3 bis 30 °C (Nitrifikation,  $B_{d,BSB5} \leq 1200 \text{ kg/d}$ )

Temperatur °C	Vorschlag aerobes Mindestschlammalter in d	Datenquellen
3	33,5	Sequencing-Batch-Anlage, Messergebnisse der Versuche bei niedrigen Abwassertemperaturen
6	20,8	
9	13,3	
12	8,2	ATV-DVWK A 131 (2000) Sequencing-Batch-Anlage, Belebungsanlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation
15	6,1	
20	3,8	
25	2,7	Belebungsanlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation
30	1,8	

Zwischen den Temperaturstufen der Tabelle 43 (unterer Bereich 3 °C Schritte, oberer Bereich 5 °C Schritte) wird eine lineare Interpolation vorgeschlagen.

### 7.6.2 Darstellung nach der Gleichung des ATV-DVWK A 131 für verschiedene Temperaturbereiche

Zwei mögliche Varianten der Berechnung des aeroben Mindestschlammalters sind die Verwendung von jeweils einem Temperaturkoeffizienten nach Arrhenius für den tiefen (3 - 9 °C), mittleren (10 - 24 °C) und hohen Temperaturbereich (25 - 30 °C) oder die Verwendung eines Temperaturkoeffizienten für den gesamten Temperaturbereich von 3 bis 30 °C. Die Temperaturkoeffizienten werden durch eine Linearisierung (Bild 61) aus den Messwerten zum aeroben Mindestschlammalter für den niedrigen, hohen und gesamten Temperaturbereich bestimmt (Tabelle 44).

Die entsprechenden Gleichungen haben die Form der Gleichung des aeroben Mindestschlammalters ( $t_{TS,aerob,Bem} = SF \cdot 3,4 \cdot 1,103^{(15-T)}$ ) der ATV-DVWK A 131 (2000) (Gl. 12).

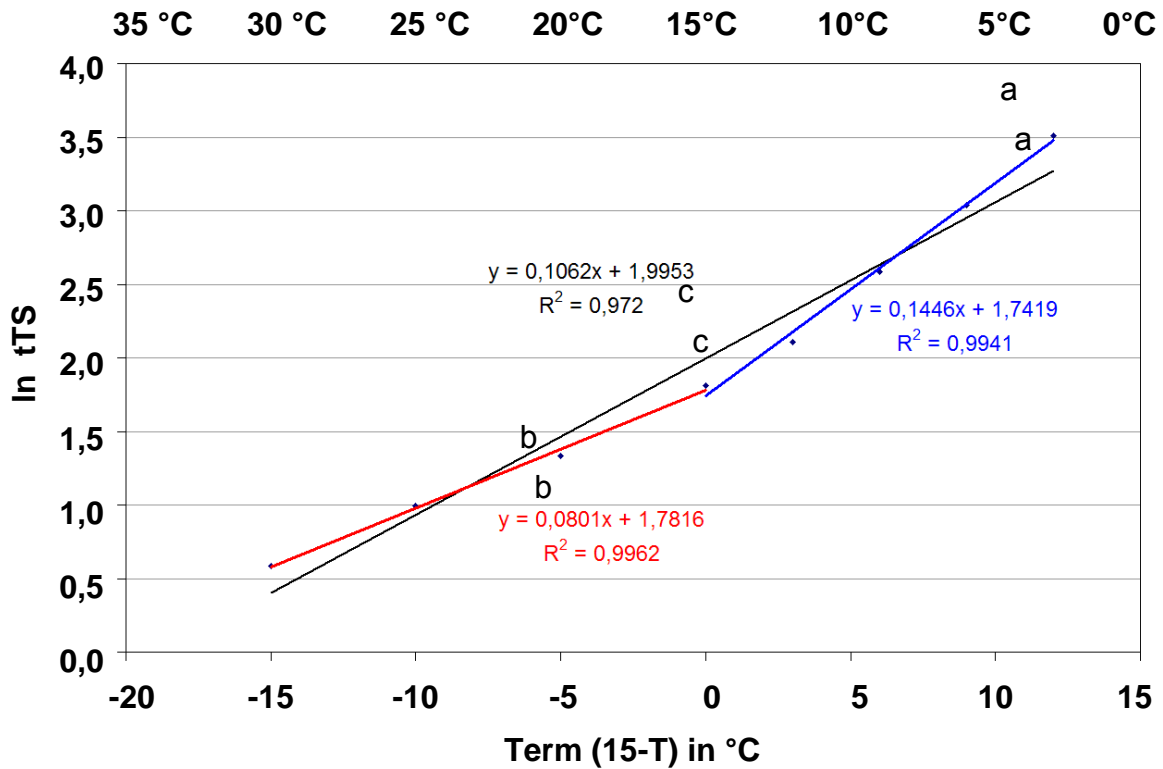


Bild 61: Aerobes Mindestschlammalter in Abhängigkeit von der Temperatur. Linearisierte Darstellung für a) niedrige, b) hohe Temperaturbereiche und c) den gesamten Temperaturbereich von 3 bis 30 °C (Nitrifikation)

Tabelle 44: Koeffizienten der Beziehung der Abhängigkeit des aeroben Mindestschlammalters von der Temperatur nach Gleichung Gl. 12 (Nitrifikation)

Temperaturbereich: °C	Steigung der Ausgleichsgeraden: m	Temperaturkoeffizient nach Arrhenius: $e^m = \theta$	Bestimmtheitsmaß: $R^2$
3 - 9	0,1446	1,155	0,9941
10 - 24	0,0980	1,103	1,0000
25 - 30	0,0801	1,083	0,9962
3 - 30	0,1062	1,112	0,9720



Die Linearisierung der Messwerte von 3 bis 30 °C liefert einen Temperaturkoeffizienten von 1,112. Wird dieser in Gleichung Gl. 12 eingesetzt, ergibt sich der Kurvenverlauf in Bild 62 (schwarze Kurve). Der Vergleich mit den Messwerten zeigt jedoch, dass die Abweichungen zwischen den Messwerten (Tabelle 45) und dem Ergebnis der Berechnung mit dem Temperaturkoeffizienten von 1,112 unbefriedigend sind.

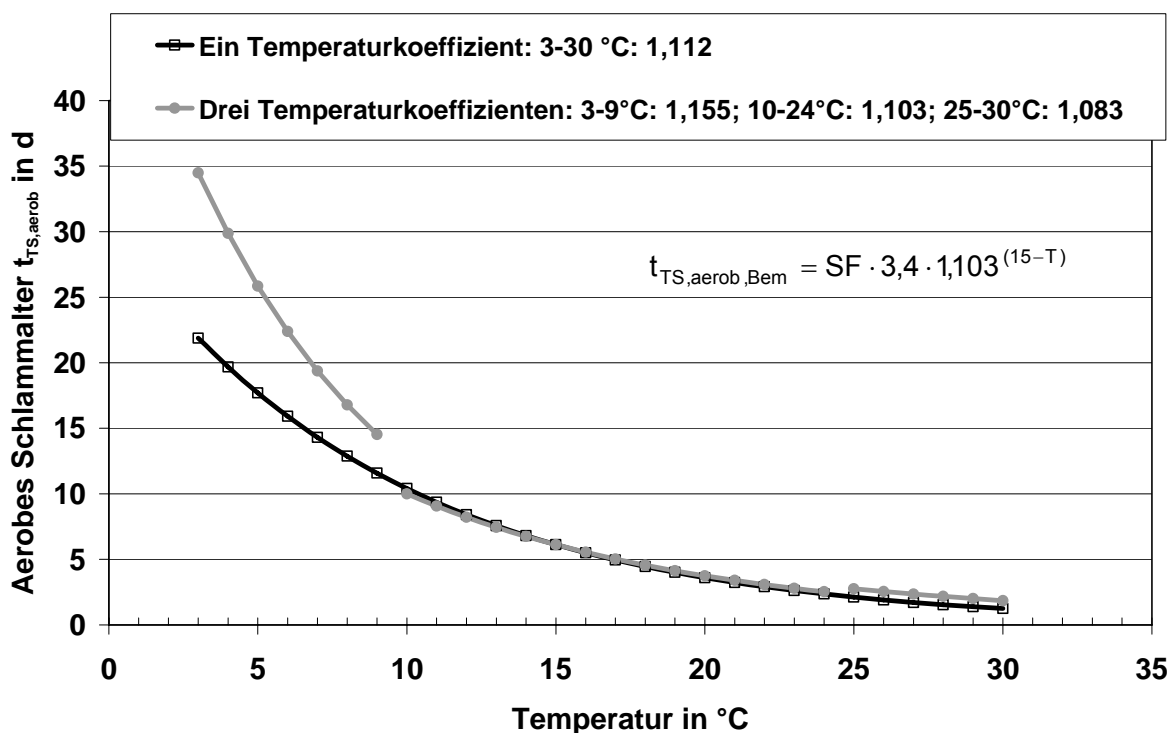


Bild 62: Aerobes Mindestschlammalter nach Gleichung Gl. 12 aus ATV-DVWK A 131 (2000) berechnet mit einem und drei Temperaturkoeffizienten

Die Berechnung des aeroben Mindestschlammalters mit Gleichung Gl. 12 aus ATV-DVWK A 131 (2000) und einem geänderten Temperaturkoeffizienten für den Temperaturbereich von 3 bis 30 °C weist sehr große Unterschiede zu den Messergebnissen im tiefen und hohen Temperaturbereich auf. Im mittleren Temperaturbereich von 12 bis 20 °C sind die Abweichungen gering. Die Abweichungen im niedrigen und hohen Temperaturbereich sind auf die Struktur der Arrhenius Gleichung zurückzuführen. Diese ist eigentlich nur nahe der jeweiligen Bezugstemperatur (hier 15 °C) gültig. Zwar ist „nahe der Bezugstemperatur“ nicht eindeutig definiert, jedoch ist aufgrund der Berechnungsergebnisse anzunehmen, dass die niedrigen und hohen Temperaturbereiche bereits nicht mehr nah genug an der Referenztemperatur liegen.

Tabelle 45: Aerobes Mindestschlammalter berechnet nach Gl. 12 mit den geänderten Temperaturkoeffizienten im Vergleich zu den Messwerten

Temperatur in °C	Aerobes Mindestschlammalter in d	Berechnung Gleichung Gl. 12 mit einem Temperaturbereich von 3 bis 30 °C	Berechnung Gleichung Gl. 12, eingeteilt in drei Temperaturbereiche
3	33,5	21,9	34,5
6	20,8	15,9	22,4
9	13,3	11,6	14,5
12	8,2	8,4	8,2
15	6,1	6,1	6,1
20	3,8	3,6	3,8
25	2,7	2,1	2,8
30	1,8	1,3	1,9

Eine bessere Übereinstimmung der Berechnung gemäß Gleichung Gl. 12 der ATV-DVWK A 131 (2000) mit den Messwerten ergibt sich erwartungsgemäß bei Unterteilung in drei Temperaturbereiche (niedrig, mittel, hoch). Für den niedrigen und den hohen Temperaturbereich wurde jeweils ein Temperaturkoeffizient aus den Messwerten mittels Linearisierung bestimmt (Bild 61). Für den mittleren Temperaturbereich wurde der Temperaturkoeffizient nach ATV-DVWK A 131 (2000) verwendet. Den Kurvenverlauf nach dieser Berechnung zeigt Bild 62 (graue Kurve). Im unteren Temperaturbereich ergibt sich eine Überdeckung des aeroben Mindestschlammalters von 3,0 bis 9,0 %. Im hohen Temperaturbereich ergibt sich eine Überdeckung von 3,7 bis 5,6 %. Zwar ist die Darstellung der Bemessungsgleichung des aeroben Mindestschlammalters unter Verwendung der Gl. 12 der ATV-DVWK A 131 (2000) möglich, jedoch in den beiden betrachteten Varianten nicht ausreichend (ein Temperaturkoeffizient) bzw. trotz Einteilung in drei Temperaturbereiche suboptimal (drei Temperaturkoeffizienten). Eine Gleichung der Form nach Arrhenius ist für die Berechnung des aeroben Mindestschlammalters ungeeignet, da sie im niedrigen und hohen Temperaturbereich die Messwerte nicht darstellt.

### 7.6.3 Darstellung als empirisches Polynom

Eine weitere Möglichkeit der geschlossenen Darstellung der Messwerte ist eine empirische Gleichung in der Form eines Polynoms. Das Ergebnis zeigt Bild 63 und Gleichung Gl. 80.

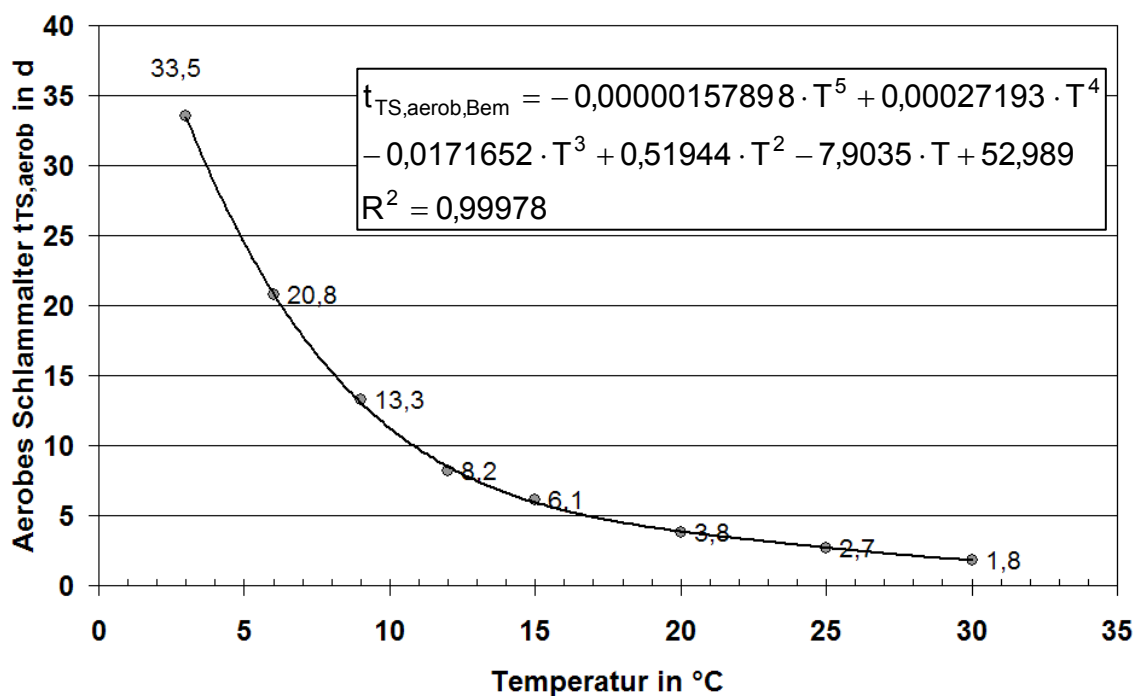


Bild 63: Polynomische Darstellung des aeroben Mindestschlammalters in Abhängigkeit von der Temperatur (Nitrifikation)

$$t_{TS,aerob,Bem} = -0,00000157898 \cdot T^5 + 0,00027193 \cdot T^4 - 0,0171652 \cdot T^3 + 0,51944 \cdot T^2 - 7,9035 \cdot T + 52,989 \quad \text{Gl. 80}$$

Das ermittelte Polynom bildet die Messwerte des aeroben Mindestschlammalters sehr gut ab (Tabelle 46). Insbesondere die errechneten aeroben Mindestschlammalter des niedrigen ( $< 10 \text{ }^\circ\text{C}$ ) und des hohen ( $> 24 \text{ }^\circ\text{C}$ ) Temperaturbereichs stimmen mit den Messwerten fast genau überein. Lediglich im mittleren Temperaturbereich existieren geringfügige Abweichungen. Diese sind grundsätzlich nicht kritisch, da keine Unterdeckung des aeroben Mindestschlammalters vorliegt. Lediglich bei  $15 \text{ }^\circ\text{C}$  liegt eine Unterdeckung des aeroben Mindestschlammalters von  $0,1$  Tagen vor. Diese Unterdeckung ist ebenfalls unkritisch, da sie im Bereich natürlicher Schwankungen liegt.

Tabelle 46: Vergleich der Messwerte des aeroben Mindestschlammalters und der berechneten Werte des empirischen Polynoms (Gl. 80, Nitrifikation)

Temperatur in °C	Messwerte aerobes Mindestschlammalter in d	Berechnung gemäß empi- rischem Polynom Gl. 80 in d
3	33,5	33,5
6	20,8	20,9
9	13,3	13,1
12	8,2	8,5
15	6,1	6,0
20	3,8	3,8
25	2,7	2,7
30	1,8	1,8

#### 7.6.4 Diskussion der drei vorgestellten Darstellungsformen zur Bemessung des aeroben Mindestschlammalters

Die drei vorgestellten Möglichkeiten zur Berechnung des aeroben Mindestschlammalters (Verwendung der Gleichung der ATV-DVWK A 131 (2000)) mit einem bzw. drei Temperaturkoeffizienten, empirisches Polynom) zeigen, dass eine „einfache“, aus theoretischen Grundlagen abgeleitete Gleichung gegenwärtig nicht existiert.

Die Linearisierung der Messwerte ergibt keinen befriedigenden Temperaturkoeffizienten für den gesamten Temperaturbereich. Auch bei einer Einteilung in drei Temperaturbereiche ergibt sich keine vollständige Deckungsgleichheit mit den Messwerten. Außerdem treten bei Verwendung von drei Temperaturkoeffizienten an den Schnittpunkten der drei Temperaturbereiche Sprünge im Kurvenverlauf auf.

Eine deutlich bessere Deckungsgleichheit zwischen den Messwerten und der Berechnung des aeroben Mindestschlammalters ergibt sich bei Verwendung eines Polynoms. Hierbei fehlt allerdings jegliche theoretische Begründung.

Zusammenfassend kann aus dem Vergleich der verschiedenen Darstellungsformen geschlossen werden, dass die thermodynamisch begründete Gleichung von Arrhenius die Temperaturabhängigkeit der hier vorliegenden biologischen Systeme nicht befriedigend beschreibt. Auch ist zu erwarten, dass die Teilbiozösen

wie die organotrophen Kohlenstoff abbauenden Bakterien und die lithotropen Ammonium abbauenden Bakterien unterschiedliche Temperaturabhängigkeiten aufweisen.

Grundsätzlich sind diese Schwierigkeiten auf das biologische System des aeroben Belebungsverfahrens zurückzuführen, das von vielen teilweise noch unbekanntem Faktoren beeinflusst wird. Eine hinreichend genaue Berechnung ist jedoch mit Hilfe einer Tabelle oder eines Polynoms möglich. Welche dieser beiden Darstellungsformen gewählt wird, ist für das Ergebnis unerheblich und eine Frage persönlicher Präferenzen.

### 7.6.5 Vergleichsrechnungen zur Größe des Belebungsbeckenvolumens bei Verwendung der ermittelten Werte des aeroben Mindestschlammalters

Die Beispielrechnung zur Größe des Belebungsbeckenvolumens erfolgt auf Basis der Daten der Modellkläranlage in Tabelle 3 bezogen auf je 1000 Einwohnerwerte. Vorgestellt wird eine Variante, die auf den Messergebnissen der Versuchsreihen bei niedrigen und hohen Abwassertemperaturen basiert und eine Vergleichsrechnung mit bisheriger Bemessung gemäß ATV-DVWK A 131 (2000).

Neue Variante:

Berechnung des Belebungsbeckenvolumens unter Verwendung der Messwerte zum aeroben Schlammalter über den gesamten Temperaturbereich von 3 bis 30 °C und für 25 und 30 °C mit der mittleren spezifischen Schlammproduktion der Versuchsreihen Düsseldorf (Tabelle 41) bei einem CSB-Abbau von 85 % und einem erhöhten Zulauf. Hierbei wurde der Zulauf im Verhältnis des in den Versuchen beobachteten Anstiegs der NH<sub>4</sub>-N-Abbauraten bei Anstieg der Abwassertemperatur erhöht (25 °C: + 40,6 %; 30 °C +67,5 % gegenüber 15 °C). Im Temperaturbereich von 3 bis 20 °C wird die Schlammproduktion nach ATV-DVWK A 131 (2000) ohne erhöhten Zulauf berechnet.

Das Volumen des Belebungsbeckens (Gleichung Gl. 81) bestimmt sich gemäß ATV-DVWK A 131 (2000) aus der täglichen Schlammproduktion nach Gl. 13 ( $\ddot{U}_{S_d}$ ), dem aeroben Bemessungsschlammalter ( $t_{TS,Bem}$ ) und dem Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken ( $TS_{BB}$ ).

$$V_{BB} = \frac{\ddot{U}_{S_d} \cdot t_{TS,Bem}}{TS_{BB}} \quad \text{Gl. 81}$$

Tabelle 47: BSB<sub>5</sub> und TS-Zulaufrecht der Vergleichsrechnung zum aeroben Belebungsbeckenvolumen

Temperatur in °C	Zulaufrecht in kg/d	ATV-DVWK A 131 (2000)	Messwerte
3 - 20	B <sub>d,BSB5</sub>	60,0	
	B <sub>d,TS</sub>	70,0	
25	B <sub>d,BSB5</sub>	60,0	84,4
	B <sub>d,TS</sub>	70,0	98,4
30	B <sub>d,BSB5</sub>	60,0	100,5
	B <sub>d,TS</sub>	70,0	117,2

Tabelle 48: Schlammproduktion der Vergleichsrechnung zum aeroben Belebungsbeckenvolumen

Temperatur in °C	Schlammproduktion in kg/d	
	ATV-DVWK A 131 (2000)	Messwerte
3	65,6	61,3
6	66,4	63,5
9	67,1	65,5
12	67,9	67,9
15	68,6	68,6
20	69,8	69,8
25	71,2	67,7
30	72,5	88,8

### **Temperaturbereich von 3 bis 20 °C**

Gegenüber der bisherigen Berechnung gemäß ATV-DVWK A 131 (2000) bei Extrapolation der Bemessungsgleichungen ergibt sich mit den Messwerten zum aeroben Schlammalter im Temperaturbereich von 3 bis 9 °C ein größeres Belebungsbeckenvolumen. Bei 3 °C beträgt der Unterschied +58 % gegenüber der Berechnung nach ATV-DVWK A 131 (2000). Mit Anstieg der Temperatur nimmt dieser Unterschied ab und beträgt bei 9 °C nur noch 18 %.

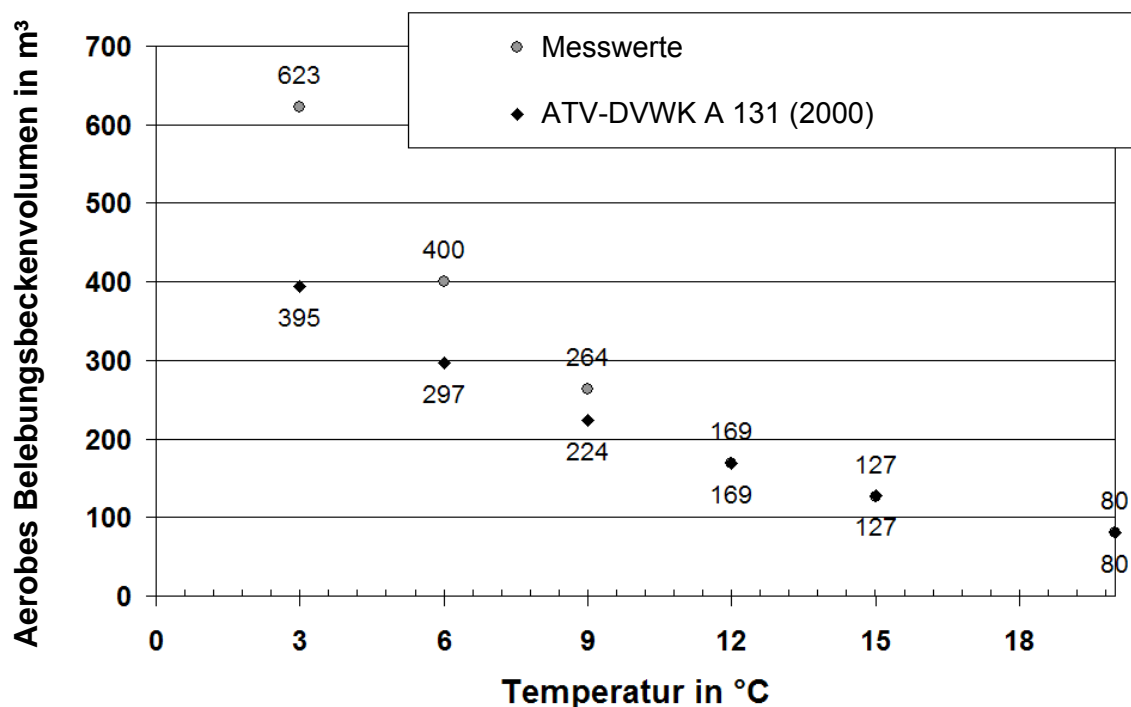


Bild 64: Aerobes Belebungsbeckenvolumen in Abhängigkeit von der Temperatur (3 - 20 °C) und dem aeroben Schlammalter gemäß ATV-DVWK A 131 (2000) und gemäß Messwerten

### Temperaturen 25 und 30 °C:

Die Belebungsbeckenvolumina bei 25 und 30 °C sind nach der Berechnung mit Messwerten 10 bzw. 55 % größer als nach Berechnung gemäß ATV-DVWK A 131 (2000). Bei Berücksichtigung der erhöhten Zulaufbelastung ergibt sich somit bei 25 °C ein geringfügig größeres Belebungsbeckenvolumen als nach ATV-DVWK A 131 (2000). Mit diesem nur 10 % größerem Volumen wird jedoch eine erhöhte Zulaufkraft von 41 % verarbeitet. Bei 30 °C ist das Ergebnis nicht so deutlich, dennoch wird bei Erhöhung des Volumens um 55 % gegenüber der Berechnung nach ATV-DVWK A 131 (2000) eine um 68 % erhöhte Zulaufkraft verarbeitet.

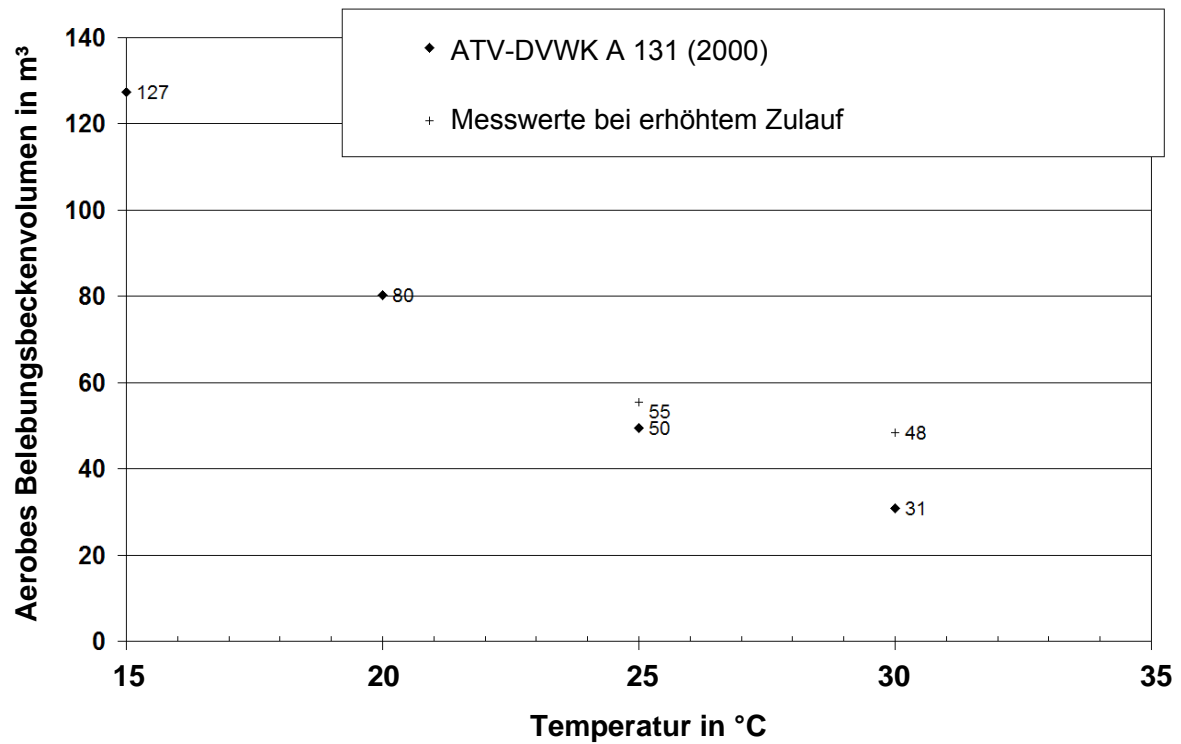


Bild 65: Aerobes Belebungsbeckenvolumen in Abhängigkeit von der Temperatur (15 - 30 °C) und dem aeroben Schlammalter gemäß ATV-DVWK A 131 (2000) und gemäß Messwerten



## 8 Abschließende Diskussion

### 8.1 Aerobes Mindestschlammalter bei niedrigen Abwassertemperaturen

Die Untersuchungen mittels der Sequencing Batch Laboranlage haben bestätigt, dass auch bei niedrigen Abwassertemperaturen (bis zu 3 °C) eine Nitrifikation stattfindet. Das erforderliche aerobe Mindestschlammalter liegt jedoch bei suspendierter Biomasse deutlich über den Werten, die sich bei einer Extrapolation der acht detailliert vorgestellten Bemessungsempfehlungen ergeben (Ausnahme: EPA, 1993). Bei 3 °C liegt beispielsweise das aerobe Mindestschlammalter bei 33,5 Tagen.

Durch die Zugabe von Aufwuchskörpern in den Belebungsreaktor konnte eine Nitrifikation auch bei wesentlich geringeren aeroben Mindestschlammaltern erreicht werden. Bei 3 °C lag das aerobe Mindestschlammalter bei Verwendung von Aufwuchskörpern nur noch bei 17,5 Tagen, also bei etwa der Hälfte im Vergleich zu suspendierter Biomasse.

Diese Ergebnisse bedeuteten, dass aerobe Belebungsanlagen nicht auf der Basis einer Extrapolation der Bemessungsempfehlungen (Ausnahme: EPA, 1993) geplant werden sollten, da sie dann nicht ausreichend nitrifizieren. Durch die Zugabe von Aufwuchskörpern besteht jedoch die Möglichkeit der Verringerung des aeroben Mindestschlammalters. Dies bedeutet eine deutliche Einsparung von Beckenvolumina und somit eine Kostenreduktion im Vergleich zu Belebungsanlagen mit ausschließlich suspendierter Biomasse.

In der Russischen Föderation wird die Mehrheit der biologischen Kläranlagen auf eine Stickstoffelimination erweitert. Entsprechend den Ablaufanforderungen wird eine Nitrifikation bei jeder Abwassertemperatur gefordert. Bei niedrigen Abwassertemperaturen erfordert dies jedoch, wie gezeigt, sehr hohe aerobe Mindestschlammalter bei Belebungsanlagen mit ausschließlich suspendierter Biomasse. In diesem Fall ist der Bau von weiterem Belebungsbeckenvolumen auf bestehenden Kläranlagen unumgänglich bzw. der Neubau mit sehr großen Belebungsbecken erforderlich. Durch die Zugabe von Aufwuchskörpern sollte in vielen Fällen das Einhalten der Ablaufanforderungen auch ohne Erweiterung möglich sein, da in der Russischen Föderation die aeroben Schlammalter bei Belebungsanlagen mit dem alleinigen Ziel des Kohlenstoffabbaus in Größenordnungen liegen, die sich in

dieser Arbeit unter Verwendung sessiler Biomasse auch für eine Nitrifikation als ausreichend erwiesen.

## **8.2 Aerobes Mindestschlammalter bei hohen Abwassertemperaturen**

Die Untersuchungen auf der Versuchsanlage Ölbachtal haben unter Berücksichtigung von Schwankungen der Ammoniumkonzentration bei 30 °C ein aerobes Mindestschlammalter von 1,8 Tagen ergeben. Dies liegt ca. 0,4 Tage über der Extrapolation nach ATV-DVWK A 131 (2000). Die Ergebnisse der Versuchsreihen Ölbachtal mit aeroben Schlammaltern nahe 1,4 Tagen zeigten eine Verschlechterung des Abbaus der Ammoniumspitzen und eine Reduktion der damit einhergehenden Prozessstabilität. Bei einer Abwassertemperatur von 25 °C beträgt das ermittelte aerobe Mindestschlammalter 2,7 Tage. Es liegt damit ebenfalls um 0,4 Tage höher als nach ATV-DVWK A 131 (2000).

Bei den Versuchen auf der Versuchsanlage Düsseldorf wurde auf die Einstellung der Grenzbedingungen des Belevungsverfahrens verzichtet. Deshalb wurden die aeroben Betriebsschlammalter auf Werte von 2,0 bis 2,3 Tagen bei 30 °C bzw. von 2,5 bis 2,9 Tagen bei 25 °C eingestellt. Eine weitestgehende Nitrifikation war bei diesen aeroben Schlammaltern zu jedem Zeitpunkt gegeben. Die Schwankungen der Ammoniumkonzentration in den Versuchsreihen Düsseldorf waren geringer als in den Versuchsreihen Ölbachtal, weshalb bei 25 °C sogar mit einem aeroben Schlammalter von nur 2,5 Tagen im Ablauf eine gute Kompensation der Ammoniumspitzen erreicht wurde.

Die ermittelten aeroben Mindestschlammalter sollten nur zur Dimensionierung der Reaktoren verwendet werden. Der Betrieb einer Belevungsanlage sollte, sofern möglich, bei einem höheren aeroben Schlammalter erfolgen. Das aerobe Betriebsschlammalter lag in den Versuchen bis zu 28 % über dem aeroben Mindestschlammalter. Für ein erhöhtes Betriebsschlammalter spricht u. a., dass bei einem niedrigen aeroben Schlammalter gegenüber einem höheren mehr Überschusschlamm anfällt.

## **8.3 Abbauraten bei hohen Abwassertemperaturen**

Die Höhe der CSB- und Ammoniumabbauraten sowie der Denitrifikationsraten bei hohen Abwassertemperaturen wurde maßgeblich in den Versuchsreihen Ölbachtal untersucht, da hier die erforderlichen Versuchsbedingungen aufgrund der geringeren Versuchsanlagengröße zuverlässiger einstellbar waren. So konnte beispielsweise eine Zudosierung von Ammoniumstickstoff erfolgen, wenn die Ammonium-

konzentration durch z. B. Regenwasserzufluss nicht der entsprechend dem Untersuchungsziel erforderlichen Höhe entsprach. Im Gegensatz dazu konnte in den Versuchsreihen Düsseldorf die Leistungsgrenze des Ammoniumabbaus nicht untersucht werden, da eine Zugabe von Ammoniumstickstoff aufgrund der Größe der Versuchsanlage nicht möglich war. Es werden deshalb maßgeblich die Versuchsergebnisse Ölbachtal diskutiert und mit den Ergebnissen der Versuchsreihen Düsseldorf verglichen.

Die Abbauraten für CSB und Ammonium, ausgedrückt als spezifische Abbaurate bezogen auf die Biomasse, nehmen mit zunehmender Abwassertemperatur erwartungsgemäß stark zu. Insgesamt zeigt sich bei Verdoppelung der Abwassertemperatur von 15 auf 30 °C eine Zunahme des CSB-Abbaus um ebenfalls mindestens das Zweifache. Eine ähnliche Zunahme liegt bei der Abbaurate des Ammoniums vor.

Die Messung des Sauerstoffverbrauchs unter Substratzugabe (Versuchsreihen Ölbachtal) weist ein ähnliches Ergebnis auf. Auch hier ist im Mittel bei einem Anstieg von 15 auf 30 °C ein Anstieg der Verbrauchsraten um mehr als das Zweifache zu beobachten.

Die bisher durchgeführten Versuche anderer Forscher (z. B. Muck und Grady, 1974), die den Abbau von Abwasserinhaltsstoffen in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur im Batchbetrieb oder mittels Simulation untersuchten, wurden somit unter praxisnahen Bedingungen bestätigt.

Der Abbau von Nitrat durch die denitrifizierende Biomasse wird bei Anstieg der Abwassertemperatur ebenfalls beschleunigt. Auf beiden Versuchsanlagen wurde ein in etwa zweifacher Anstieg der Denitrifikationsrate bei Anstieg der Temperatur von 15 bzw. 18 °C auf 30 °C beobachtet. Allerdings ist als Voraussetzung das Vorhandensein von ausreichend Kohlenstoffverbindungen zu beachten. Versuchsreihen mit geringen C : N Verhältnissen oder niedrigen CSB-Schlammbelastungen erreichten keine hohen Denitrifikationsraten. Dies gilt sowohl für die Versuchsreihen bei den Referenz- als auch bei den Versuchstemperaturen.

#### **8.4 Schlammproduktion**

Die Schlammproduktion ist stärker von der Höhe des aeroben Schlammalters als von der Abwassertemperatur abhängig. Dies wird insbesondere durch die Ergebnisse der Versuchsreihen Ölbachtal dokumentiert, da hier das aerobe Schlammalter gezielt variiert wurde. Bei niedrigen aeroben Schlammaltern wurde deutlich mehr Überschussschlamm produziert als bei hohen.

Der Einfluss der Abwassertemperatur auf die Höhe der Schlammproduktion in den Versuchsreihen Ölbachtal und Düsseldorf war gering. Dies deckt sich mit der Auswertung von Bemessungsempfehlungen. In ihnen wird nur ein geringer bis gar kein Einfluss der Abwassertemperatur auf die Schlammproduktion berücksichtigt.

Zur Abschätzung der im Betrieb zu erwartenden Schlammproduktion werden primär die Versuchsreihen Düsseldorf herangezogen, da hier die Versuchsbedingungen zur Bestimmung der Höhe des anfallenden Überschussschlammes geeigneter waren. Die Feststoffkonzentration im Zulauf dieser Versuchsanlage war gleichmäßiger, da vorgeklärtes Abwasser verwendet wurde und es wurden die Versuchsbedingungen speziell zur Bestimmung der Höhe der Schlammproduktion unter Betriebsbedingungen eingestellt. Es wurde bewusst auf die Einstellung von Grenzbedingungen verzichtet, so dass mögliche Auswirkungen extremer Versuchseinstellungen vermieden wurden. Im Ergebnis zeigt sich eine spezifische Schlammproduktion von 0,39 bis 0,62 g/g als  $BMTS/CSB_{eli}$ . Diese Werte liegen deutlich unter dem Niveau, das bei Extrapolation verschiedener Bemessungsgleichungen erreicht wird. Es ergaben sich selbst bei den Referenztemperaturen Unterschiede von bis zu 153 %.

Bei der Betrachtung der Unterschiede zwischen den Messergebnissen und den Bemessungsempfehlungen sind verschiedene Faktoren zu berücksichtigen. Bei Anwendung der Bemessungsempfehlungen müssen einige Parameter abgeschätzt oder aus Stichproben bestimmt werden. Bereits diese Abschätzung kann zu erheblichen Abweichungen führen. In Kapitel 4.9.2 wurde exemplarisch eine Sensitivitätsanalyse am Beispiel der Bemessungsempfehlung von Tchobanoglous (2003) durchgeführt. Hierbei veränderte bereits die geringfügige Variation einer kinetischen Konstanten innerhalb der angegebenen Grenzen (hier die endogene Zerfallsrate  $k_d$ ) die prognostizierte Schlammproduktion um bis zu 24 %.

Ein weiterer Umstand, der zu Differenzen bei Anwendung der bestehenden Bemessungsempfehlungen führt, ist die Verwendung unterschiedlicher Basisgrößen. Die acht betrachteten Bemessungsempfehlungen verwenden beispielsweise drei unterschiedliche Ansätze der Substratbeschreibung. Zu unterscheiden sind:  $BSB_5$ , biologisch abbaubarer Anteil des CSB und der homogenisierte CSB. Weiterhin werden unterschiedliche Biomassenfraktionen berücksichtigt. Im Arbeitsblatt A 131 der ATV-DVWK (2000) werden z. B. nur die Schlammproduktion der heterotrophen Biomasse und die inerten Schlammanteile betrachtet. Demgegenüber beziehen Tchobanoglous (2003) und die WRC (1984) auch die autotrophe Biomasse in die Berechnung ein.

Als vorläufiger Richtwert zur Bemessung der Schlammproduktion kann ein Wert von 0,47 g/g als  $BMTS/CSB_{eli}$  bei einer Abwassertemperatur von 25 °C und ein Wert von 0,52 g/g als  $BMTS/CSB_{eli}$  bei 30 °C empfohlen werden. Es ist jedoch selbstverständlich, dass die Versuchsergebnisse durch weitere Untersuchungen auf bestehenden Klärwerken in warmen Klimaten ergänzt werden sollten.

### **8.5 Aspekte zur Anwendung vorliegender Bemessungsempfehlungen bei hohen und tiefen Abwassertemperaturen**

Obwohl viele Bemessungsempfehlungen in ihren Ansätzen Gemeinsamkeiten aufweisen, sind große Unterschiede in der Umsetzung zu erkennen. Dies führt bei der Berechnung zu unterschiedlich großen Belebungsreaktoren. Insbesondere eine Kombination aus hohem aeroben Schlammalter und hoher Überschussschlammproduktion kann bei der Berechnung zu großzügig dimensionierten Belebungsreaktoren führen.

Der Einfluss hoher Salzkonzentrationen wird in den untersuchten Bemessungsempfehlungen nur eingeschränkt bzw. gar nicht angesprochen. Lediglich Tchobanoglous (2003) und Sperling et al. (2005) diskutieren diese Thematik. Allerdings werden auch in diesen beiden Bemessungsempfehlungen keine Hinweise zur Bemessung bei hohen Salzkonzentrationen gegeben. Die gemessenen Reduktionen in der CSB- und  $NH_4$ -N-Reinigungsleistung zeigen jedoch deutlich, dass eine Beeinflussung der Reinigungsleistung bereits ab einer Konzentration von 4 g/l Salz im Rohabwasser zu erwarten ist.

Ein Vergleich der verschiedenen Bemessungsempfehlungen zum aeroben Mindestschlammalter mit den Versuchsergebnissen führt zu folgendem Ergebnis:

HSG (1989), ATV-DVWK A 131 (2000), EPA (1993) und Sperling et al. (2005) ergeben bei 25 bis 30 °C ein zu geringes aerobes Mindestschlammalter, so dass die Nitrifikation nicht mehr sichergestellt ist. Bei einer Abwassertemperatur von 25 °C kommt die Bemessung nach Degrémont (2005) dem Versuchsergebnis am nächsten. Bei 30 °C ist das aerobe Mindestschlammalter gemäß Degrémont zu hoch. Ebenfalls zu hohe aerobe Mindestschlammalter ergeben die Bemessungsempfehlungen von Tchobanoglous (2003), Ichimura et al. (1994) und WRC (1984). Eine Bemessung anhand dieser Empfehlungen beinhaltet sehr große Sicherheiten.

Der Bemessungsvergleich zeigt auch sehr große Unterschiede bei der Bestimmung der täglichen Schlammproduktion. Die Versuchsergebnisse zeigen überwiegend deutlich weniger Überschussschlammfall, als die verglichenen Bemessungsempfehlungen prognostizieren. Als Extremfall zeigte eine der Bemessungs-

empfehlungen das bis zu Dreifache der gemessenen Schlammproduktion an. Nur die Prognose der ATV-DVWK A 131 (2000) liegt stets unterhalb der Messergebnisse.

## 9 Zusammenfassung

Durch den zunehmenden Bau von Kläranlagen in kalten und warmen Klimazonen ist es erforderlich, die zugrunde liegenden Bemessungsempfehlungen zu überprüfen und gegebenenfalls zu erweitern. Diese basieren nämlich weitestgehend auf Erkenntnissen, die in Anlagen gemäßigter Klimazonen gewonnen wurden. Zur Bemessung einer Kläranlage mit Abwassertemperaturen niedriger als 10 °C und größer als 24 °C müssen gegenwärtig die existierenden Bemessungsempfehlungen extrapoliert werden. Die Extrapolation in den niedrigen und hohen Temperaturbereich ist jedoch noch nicht wissenschaftlich oder aus Betriebserfahrungen bestehender Kläranlagen abgesichert. Die Auswertung der Verfahrenskennwerte des aeroben Belebungsverfahrens zeigt als wesentliche Bemessungsparameter das aerobe Mindestschlammalter und die Schlammproduktion, die einem wesentlichen Temperatur- und Stoffeinfluss unterliegen. Die Arbeit soll deshalb einen Beitrag zu den bisher nicht eingehend erforschten Bemessungs- und Betriebsparametern des aeroben Belebungsverfahrens für niedrige und hohe Abwassertemperaturen, hohe Salzkonzentrationen und geringe Zulaufbelastung leisten.

In einem ersten Schritt werden zuerst die mikrobiologischen Grundlagen des aeroben Belebungsverfahrens erläutert. Im nächsten Schritt werden bestehende Bemessungsempfehlungen dargestellt. Hierzu wird eine Auswahl der gängigsten Bemessungsempfehlungen (ATV-DVWK A 131, 2000; HSG, 1999; Degrémont, 1991 und 2005; Ichimura et al., 1994; WRC, 1984; Sperling et al., 2005; EPA, 1993 und Tchobanoglous, 2003) vorgestellt und geprüft, inwieweit diese Bemessungsempfehlungen auch für andere als gemäßigte klimatische Bedingungen gültig sind. Hierbei zeigt sich, dass die untersuchten Bemessungsempfehlungen auf eine Extrapolation der wichtigsten Bemessungsparameter in niedrige und hohe Temperaturbereiche nicht eingehen. Eine Ausnahme stellen hier Sperling et al. (2005) dar, die zur Einsetzbarkeit ihrer Bemessungsempfehlungen im Temperaturbereich mesophiler Bakterien von 4 bis 30 °C Stellung nehmen.

In einigen Bemessungsempfehlungen wird zwar ein direkter Einfluss der Abwassertemperatur auf die Schlammproduktion nach einer Arrhenius-Gleichung berücksichtigt, jedoch zeigen die durchgeführten Vergleichsrechnungen, dass der Einfluss der Abwassertemperatur auf die Höhe der Schlammproduktion eher gering ist. Einen großen Einfluss übt jedoch das aerobe Schlammalter aus. Das aerobe Schlammalter wiederum wird direkt von der Temperatur beeinflusst. Dies bedeutet, dass ein indirekter Temperatureinfluss auf die Höhe der Schlammpro-

duktion vorliegt. Eine weitere wichtige Voraussetzung für eine optimale Auslegung von aeroben Belebungsanlagen ist die Kenntnis des aeroben Mindestschlammalters. Deshalb war in den praktischen Versuchen die Bestimmung des aeroben Mindestschlammalters bei niedrigen und hohen Abwassertemperaturen ein Schwerpunkt.

Zur Bestimmung des aeroben Mindestschlammalters bei niedrigen Abwassertemperaturen wurde eine Sequencing Batch Laboranlage mit drei Belebungsreaktoren (Volumen: 7,5 Liter) betrieben. Hiermit wurden Versuche zur Bestimmung des aeroben Mindestschlammalters für eine gesicherte Nitrifikation durchgeführt. Da bei niedrigen Abwassertemperaturen sehr hohe aerobe Mindestschlammalter zur Sicherstellung der Nitrifikation erforderlich sind, wurde in einem der drei Belebungsreaktoren zusätzlich zur suspendierten Biomasse mit freischwimmenden Aufwuchskörpern gearbeitet. Ziel der Verwendung der Aufwuchskörper war eine Optimierung der Nitrifikation und Verringerung des aeroben Mindestschlammalters.

Die Ergebnisse der Versuche zeigten ein aerobes Mindestschlammalter für die suspendierte Biomasse bei 3 °C von 33,5 Tagen, bei 6 °C von 20,8 Tagen und bei 9 °C von 13,3 Tagen. Durch die Zugabe von Aufwuchskörpern konnte eine drastische Verringerung erreicht werden. Die Nitrifikation im Belebungsreaktor mit Aufwuchskörpern wurde mit aeroben Mindestschlammaltern von 17,5 Tagen bei 3 °C, 12,7 Tagen bei 6 °C und 9,6 Tagen bei 9 °C erreicht.

Zur Bestimmung des aeroben Mindestschlammalters bei hohen Abwassertemperaturen wurde die Versuchsanlage Ölbachtal im halbertechnischen Maßstab eingerichtet. 26 Versuchsreihen wurden auf dieser Versuchsanlage mit einem aeroben Belebungsreaktorvolumen von 170 Litern durchgeführt. Schwerpunkte der Untersuchungen waren die Bestimmung des aeroben Mindestschlammalters für eine Nitrifikation bei hohen Abwassertemperaturen unter Betriebsbedingungen, die Ermittlung der Abbauraten (CSB, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N) sowie die Bestimmung der Schlammproduktion.

Bei der Bestimmung des aeroben Mindestschlammalters ist die Schwankungsbreite der Ammoniumspitzen zu berücksichtigen. Bei einem Schwankungsfaktor der Ammoniumkonzentration im Zulauf von 1,7 war für einen stabilen Betrieb bei 30 °C ein aerobes Mindestschlammalter von 1,8 Tagen erforderlich, bei 25 °C von 2,7 Tagen.

Um die Ergebnisse für einen stabilen Betrieb des aeroben Belebungsverfahrens unter praxisnahen Bedingungen abzusichern, wurden nach der Auswertung der



Versuche im Ölbachtal Versuche im großtechnischen Maßstab auf der Versuchsanlage Düsseldorf durchgeführt. Hierfür wurden bei jeder Versuchstemperatur ebenfalls drei Versuchsreihen durchgeführt. Die eingestellten aeroben Schlammalter lagen für 25 °C zwischen 2,5 und 2,9 Tagen, für 30 °C zwischen 2,0 und 2,3 Tagen. Die eingestellten aeroben Schlammalter orientierten sich an den Versuchsreihen Ölbachtal und dem Versuchsverlauf.

Auf der Sequencing Batch Laboranlage und auf den Versuchsanlagen Ölbachtal und Düsseldorf wurden parallel Referenzversuche im mittleren Temperaturbereich von 10 bis 20 °C durchgeführt. Hierbei ergaben sich aerobe Schlammalter, die den Empfehlungen des ATV-DVWK A 131 (2000) entsprechen. Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass die Versuche die Realität ausreichend wiedergeben.

Aus den Ergebnissen der Versuche zum aeroben Mindestschlammalter bei niedrigen und hohen Abwassertemperaturen wurden Formeln zur Berechnung des aeroben Mindestschlammalters für den gesamten Temperaturbereich von 3 bis 30 °C bestimmt. Hierbei zeigte sich, dass mit dem Ansatz von Arrhenius im mittleren Temperaturbereich zwar eine gute Übereinstimmung der Versuchsergebnisse mit den Berechnungsergebnissen mittels eines angepassten Temperaturkoeffizienten erreicht werden kann, dass sich jedoch im niedrigen und hohen Temperaturbereich größere Abweichungen ergeben. Eine sehr gute Beschreibung der Abhängigkeit des aeroben Mindestschlammalters von der Temperatur konnte durch ein empirisches Polynom erreicht werden. Eine weitere Möglichkeit der Darstellung ist die Tabellenform.

Bei den Untersuchungen zur Schlammproduktion zeigte sich ein großer Einfluss der stark schwankenden Feststoffkonzentration im Zulauf der Versuchsanlage Ölbachtal. Auf der Versuchsanlage Düsseldorf lag dagegen eine gleichmäßigere Belastung mit Feststoffen vor. Zur Ableitung mittlerer Kennzahlen zur Schlammproduktion werden deshalb in erster Linie die niedrigeren Werte der Versuchsreihen Düsseldorf verwendet. Die Versuchsreihen Ölbachtal bestätigen jedoch den bekannten Einfluss der Feststoffe im Zulauf zur Belebung.

Die Versuchsreihen Düsseldorf zeigen eine spezifische Schlammproduktion zwischen 0,39 und 0,62 g/g als  $BMTS/CSB_{eli}$ . Im Mittel aller Versuchsreihen Düsseldorf wurde bei einer Abwassertemperatur von 25 °C eine spezifische Schlammproduktion von 0,47 g/g als  $BMTS/CSB_{eli}$  bzw. bei 30 °C von 0,52 g/g als  $BMTS/CSB_{eli}$  gemessen.

Sowohl der Vergleich der Messergebnisse mit den Bemessungsempfehlungen zur Schlammproduktion als auch der Vergleich der verschiedenen Bemessungsempfehlungen untereinander zeigt erhebliche Unterschiede. Die geringsten Abweichungen vom Messergebnis der Versuchsreihen Düsseldorf ergeben sich nach EPA (1993), die größten nach Sperling et al. (2005) und nach Tchobanoglous (2003).

Die Versuche zu den Abbauraten zeigten erwartungsgemäß eine starke Abhängigkeit des Abbaus von CSB, Ammonium und Nitrat von der Temperatur. Bei einem Anstieg der Temperatur von 15 auf 30 °C ergab sich eine Zunahme des spezifischen CSB-Abbaus bezogen auf die Biomasse von 15,7 mg/g/d pro 1 °C. Der spezifische Abbau des Ammoniums nahm um 5,0 mg/g/d pro 1 °C bei einem Anstieg der Temperatur von 20 auf 35 °C zu. Dies bedeutet, dass sich mit Erhöhung der Temperatur um 15 °C auch der spezifische Abbau des CSB bzw. des Ammoniums in etwa verdoppelt. Die Ergebnisse der Versuchsreihen Düsseldorf bestätigen diesen Zusammenhang. Der Anstieg der Denitrifikationsrate betrug fast das Zweifache bei Anstieg der Temperatur um 12 °C (Versuchsreihen Düsseldorf) bzw. 15 °C (Versuchsreihen Ölbachtal).

Bei niedrigen C : N Verhältnissen und niedrigen CSB-Konzentrationen im Zulauf konnte eine Erhöhung der spezifischen Denitrifikationsrate durch die optimierte Steuerung des Verhältnisses der unbelüfteten zu den belüfteten Phasen im Laborversuch erreicht werden. Allerdings lag auch nach dieser Maßnahme die Elimination des Gesamtstickstoffs bei einer CSB-Konzentration von nur 100 mg/l im Zulauf bei nur ca. 30 % der zufließenden Gesamtstickstoffkonzentration von 27 mg/l.

Die Versuche zur Bestimmung des Einflusses hoher Salzkonzentrationen auf den Abbau von CSB und NH<sub>4</sub>-N zeigten bis zu einer Salzkonzentration von 4 g/l nur geringfügige Auswirkungen auf die Abbauleistung. Bei einer Salzkonzentration von 10 g/l verringerte sich der spezifische CSB-Abbau um 76 % und der spezifische NH<sub>4</sub>-N Abbau um 65 % im Vergleich zu den Referenzversuchen ohne Salzzugabe.

## 10 Verwertbarkeit der Ergebnisse

Die Versuche wurden mit natürlichem Abwasser, natürlichen Zulaufschwankungen, zeitgleich betriebenen Referenzstraßen und bei unterschiedlichen Anlagengrößen durchgeführt. Die Übereinstimmung der Versuchsergebnisse des mittleren Temperaturbereichs mit den vorliegenden und auf umfangreicher Anwendungserfahrung basierenden Bemessungsempfehlungen nach ATV-DVWK A 131 (2000) bestätigt die Praxisnähe der durchgeführten Versuche. Die ermittelten Werte können deshalb zur Dimensionierung von Belebungsanlagen empfohlen werden. Es ist jedoch selbstverständlich, dass diese Empfehlungen in Zukunft durch die Auswertung des Betriebs realer Anlagen überprüft bzw. fortgeschrieben werden sollten.

Die Ergebnisse zum aeroben Mindestschlammalter bei hohen Abwassertemperaturen sind in die einschlägigen Bemessungsempfehlungen integrierbar. Gegenüber einer Anwendung der Versuchsergebnisse im Temperaturbereich zwischen 3 und 9 °C gilt der allgemeine Vorbehalt, dass diese Versuche nur im Labormaßstab durchgeführt wurden. Die Übereinstimmung der Versuche im Referenztemperaturbereich mit den bekannten Erfahrungen und der systematische Verlauf der Abhängigkeit des Schlammalters von der Temperatur über den gesamten Bereich von 3 bis 30 °C (Bild 63) sprechen jedoch für eine hohe Zuverlässigkeit auch der Ergebnisse bei tiefen Temperaturen. Von allgemeiner Bedeutung ist sicherlich auch die Erkenntnis, dass bei tiefen Temperaturen für eine sessile Biomasse im Vergleich zu einer suspendierten ein wesentlich geringeres Schlammalter ausreichend ist.

Die verschiedenen Empfehlungen zur Berechnung bzw. Prognose der Schlammproduktion führen zu extrem unterschiedlichen Ergebnissen. Demgegenüber zeigen die Versuchsreihen Ölbachtal und Düsseldorf eine vergleichbare Temperaturabhängigkeit. Da die Ergebnisse auf Messungen beruhen, können sie einer Extrapolation der gängigen Bemessungsempfehlungen vorgezogen werden.

Die Untersuchungen zum Einfluss des Salzgehaltes des Abwassers geben eine Größenordnung an, ab der eine Beeinträchtigung der Abbauleistung bezüglich CSB und Ammonium zu erwarten ist.

Die erzielten Ergebnisse bieten zusammengefasst für Planung und Betrieb von Belebungsanlagen folgende Möglichkeiten:

1. Entwurf und Betrieb der Anlagen werden zuverlässiger und die Wahrscheinlichkeit von technischen Problemen bei Bau und Betrieb wird geringer.
2. Bei hohen Temperaturen sind kleinere Reaktoren möglich. Dies führt zu Einsparungen sowohl bei den Bau- als auch bei den Betriebskosten und bezieht sich auch auf den Energieverbrauch.
3. Eine Stickstoffelimination ist auch bei sehr niedrigen Temperaturen möglich. Der Einsatz von sessiler Biomasse führt hierbei zu einer beträchtlichen Effizienzsteigerung.

Die Ergebnisse wurden der Fachwelt bereits in verschiedenen Veröffentlichungen und Vorträgen mitgeteilt. Sie stehen den Nutzern unmittelbar zur Verfügung und können sofort in ihren Planungen verwandt werden. Zu den Nutznießern gehören in erster Linie beratende Ingenieure, Ausrüster und Betreiber. Darüber hinaus sind sekundär spezialisierte Bauleister, Hochschulen und verwandte Bereiche infolge von Spin-off-Effekten zu nennen.

Da die Ergebnisse eine größere Zuverlässigkeit und Einsparungen im Vergleich zur gegenwärtigen Situation bieten, sind für die Nutzer der Ergebnisse Konkurrenzvorteile zu erwarten. Obwohl die Ergebnisse auch in der internationalen Fachwelt bekannt gemacht werden, zu der auch die Kunden deutscher Firmen gehören, ist für deutsche Unternehmen ein zeitlicher Vorsprung zu erwarten.

Neben der unmittelbaren Verfügbarkeit der Ergebnisse durch Veröffentlichungen sind auch längerfristige Maßnahmen in Vorbereitung bzw. geplant. Die Ergebnisse bieten die Grundlage für eine Zusammenarbeit mit der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) mit dem Ziel, die für deutsche und vergleichbare Verhältnisse geschaffenen Empfehlungen für eine Anwendung in anderen Regionen zu erweitern. Diese Zusammenarbeit ist bereits in der Vorbereitung. Als weitere mittelfristige Maßnahme ist die Aufnahme der Ergebnisse in entsprechende Weiterbildungsveranstaltungen der DWA geplant.

Durch die im Rahmen des Vorhabens erarbeitenden Kenntnisse werden Verfahrensentwicklungen und Produktoptimierungen angeregt. Ein Ausrüstungshersteller trat bereits an den Zuwendungsempfänger heran und schlug eine Zusammenarbeit zu einer Produktoptimierung vor. Ein entsprechendes Projekt ist in Vorbereitung.

Darüber hinaus war zu Beginn des Projektes die Initiierung von Forschungs- und Promotionsthemen und die Aufnahme der Erkenntnisse in vorhandene Curricula

erwartet worden. Auch diese Erwartung hat sich bestätigt. Im Rahmen des Projektes bzw. angeregt durch das Projekt entstanden zwei Promotionen, zwei Diplomarbeiten, davon eine in Kooperation mit einer thailändischen Universität, und Studienarbeiten. Dem Leiter des Vorhabens wurden mehrere Gastprofessuren in Zielregionen des Vorhabens angeboten. Diese Angebote wurden sicher durch das Vorhaben und die damit gewonnenen Erkenntnisse gefördert.

## 11 Erfolgte Veröffentlichungen

Grube, S., Campen, C., Kletke, Th. (2008) Activated sludge treatment of high salinated wastewater – a laboratory plant case study. Proceedings, 6<sup>th</sup> World Water Congress Vienna, Austria

Grube, S., Campen, C., Kletke, Th. (2008) Highly salted wastewater – an often forgotten design aspect? Proceedings, IWA – Leading Edge Technology in Zürich, Switzerland

Tserashchuk, M. (2008) One of the effective and low-cost ways to transmit carbon removal WWTPs to nitrogen removal WWTPs in Russia. Proceedings, IWA – Leading Edge Technology Zürich, Switzerland

Tserashchuk, M. (2008) Activation of nitrifying bacteria under low wastewater temperature conditions. Proceedings, SIDISA – International Symposium on Sanitary and Environmental Engineering in Florence, Italy

Tserashchuk, M. (2008), Determination of required aerobic sludge age. Overview and critical comparison. Proceedings, ECWATECH – Environmental Congress in Moscow, Russia

Tserashchuk, M., Grube, S. (2008) Use of recommendations for the design of activated sludge treatment facilities in different countries. Proceedings, IWA – 6<sup>th</sup> World Water Congress in Vienna, Austria

Tserashchuk, M. (2008) Effects of temperature on biological nitrogen removal systems with typical characteristics of wastewater in Russia. Proceedings, IWA – Young Water Professionals in Berkeley, USA

Tserashchuk, M. (2008) Ways of improving the settling properties of activated biomass in WWTPs with cold and diluted wastewater. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft der Ruhr-Universität Bochum, ISSN 0178-0980, Bd. 55, S. 59-69

## Literatur

- Abu-ghararah, Z. H. und Sherrard, J. H. (1993) Biological nutrient removal in high salinity wastewaters. *Journal of Environmental Science and Health* 28, S. 599-613
- AbwV (2004) Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer - AbwV – Abwasserverordnung. BGBl. I Nr. 28 vom 22.6.2004 S. 1108; ber. 2004 S. 2625, 19.10.2007 S. 2461
- Arceivala, S. J. (1981) Wastewater treatment and disposal. *Pollution engineering and technology*, Bd. 15, Marcel Dekkar Inc., New York
- Arrhenius, S. (1912) *Theories of Solutions*. Yale University Press, New Haven, Reprint von Kessinger Publ., Whitefish
- ATV-DVWK (2000) ATV-DVWK A 131 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.), Ges. zur Förderung der Abwassertechnik (GFA), Hennef
- Barnard, J. L. (1975) Biological nutrient removal without the addition of chemicals. *Water Research*, Vol. 9, S. 485 - 490 Pergamon Press
- Barnard, J. L. (1991) Design of Nitrification/Denitrification Process. In: *Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig*, Vol. 50E, S. 9 - 26
- Barnes, D. und Bliss, P. J. (1983) *Biological control of nitrogen in wastewater treatment*. Spon Press, London
- Beccari, M., Marani, D. und Ramadori, R. (1979) A critical analysis of nitrifikation alternatives. *Water Research*, Vol. 13, S. 185 - 192, Pergamon Press
- Bidstrup (1988)
- BMU (2002) *Stand der Abwasserbeseitigung in der Bundesrepublik Deutschland*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Berlin
- Borja, R., Banks, C. J., Alba, J. und Excobar, J. P. (1995) The temperature dependence of the kinetic parameters derived for the aerobic treatment of wastewater from the washing of olives prior to the oil production process. *Environmental Science Health*, Vol. 30, Nr. 8, S. 1693 – 1705
- Buswell, A. M., Shiota, T., Lawrence, N. und Meter, van, I. (1953) Laboratory studies on the kinetics of the growth of nitrosomonas with relation to the nitrification phase of the B.O.D. test. *Appl. Microbiology*, Jahrg. 2, Bd. 1
- Campen, C. (2007) *Auswirkung hoher Salzkonzentrationen auf die Abwasserreinigung*. S-Block Siedlungswasserwirtschaft im Studiengang Biologie der Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum
- Campos, J. L., Mosquera-Corral, A., Sánchez, M., Méndez, R. und Lema, J. M. (2002) Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit. *Water Research* 36, S. 2555-2560

- Cao Ye Shi, Wah Yuen Long, Ang Chee Meng, Kandiah und S. Raajeevan (2008) Biological Nitrogen Removal Activated Sludge Process in Warm Climates. IWA Publishing, London
- Chen, G.-H. und Wong, M.-T. (2004) Impact of increased chloride concentration on nitrifying-activated sludge cultures. *Journal of Environmental Engineering* 130, S.116-125
- Chevakidagarn, P. (2004) Upgrading the conventional activated sludge process under tropical temperature conditions. Diss., Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum e. V. (Hrsg.), Bochum
- Daims, H., Nielsen P.H., Nielsen, J.L., Jurtschenko, S. and Wagner, M. (2000) Novel Nitrospira-like bacteria as dominant nitrite-oxidizers in biofilm from wastewater treatment plant: diversity and in situ physiology. *Water Science and Technology*, Vol. 41
- Daims, H., Purkhold, U., Bjerrum, L., Arnold, E., Wilderer, P.A. and Wagner, M. (2001) Nitrification in sequencing biofilm batch reactor: lessons from molecular approaches. *Water Science and Technology*, Vol. 43
- Dalmacija, B., Karlovic, E., Tamas, Z. und Miskovic, D. (1996) Purification of high-salinity wastewater by activated sludge process. *Water Research* 30, S. 295-298
- Degrémont (1991) *Water treatment handbook*. 6. Aufl., Degrémont, Bd. 1 und 2, Rueil-Malmaison
- Degrémont (2005) *Memento technique de l'eau*. Zweibändiges Werk, 10. Aufl. Degrémont Suez, Rueil-Malmaison Cedex
- Deutsches Institut für Normung e. V. (1984) DIN 38414, Teil 6 Schlamm und Sedimente (Gruppe S), Bestimmung der Sauerstoffverbrauchsrate. Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin
- Deutsches Institut für Normung e. V. (2004) DIN EN ISO 11733 Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der Elimination und der biologischen Abbaubarkeit organischer Verbindungen in einem wässrigen Medium - Belebtschlamm-Simulationstest. Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Beuth Verlag, Berlin
- Dinçer, A. R. und Kargi, F. (1999) Salt inhibition of nitrification and denitrification in saline wastewater. *Environmental Technology* 20, S. 1147-1153
- Downing, A. L., Hopwood, A. P. (1964) Some observations on the kinetics of nitrifying activated-sludge plants. Fortbildungskurs der EAWAG, Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich
- Durth, A. (2000) Einfluss von Temperatur, Anlagenkonfiguration und Auslastung auf die Ablaufkonzentration bei der biologischen Abwasserreinigung. Diss., Hrsg. Verein zur Förderung des Institutes WAR Wasserversorgung, Abwassertechnik, Abfalltechnik, Umwelt- und Raumplanung der Technischen Universität Darmstadt, Eigenverl., Darmstadt



- EPA (1993) Design Manual for Nitrogen Control. US Environmental Protection Agency, Technomic Publishing Company, Lancaster, Pennsylvania
- EEAT (1997) Bemessungswerte für den Entwurf von Klärwerken. Environmental Engineering Association of Thailand (in Thai)
- Eckenfelder, W. (1991) Design Examples for Nitrogen Removal. In: Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig, Vol. 50E, S. 65 - 74
- Eckenfelder, W. und Grau, P. (1998) Activated sludge process - design and control – theory and practice. Water management quality library, Volume 1, Technomic Publishing, Lancaster, Basel
- Ermel, G. (1983) Stickstoffentfernung in einstufigen Belebungsanlagen – Steuerung der Denitrifikation. Diss., Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, Technische Universität Braunschweig
- Feierabend, A. Ch. (2006) Untersuchung zur Auswirkung von Temperatur und Stoffeigenschaften auf die Biozönose der Mikroorganismen von belebtem Schlamm. Diplomarbeit im Studiengang Biologie der Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum
- Forst, D., Kolb, M., Roßwag, H. (1993) Chemie für Ingenieure. VDI-Verl., Düsseldorf
- Geradi, M. H. (2002) Nitrification and denitrification in the activated sludge process. John Wiley & Sons, New York
- Grady, C.P. und Lim, H. C. (1980) Biological wastewater treatment - theory and application. Pollution engineering and technology, Nr. 12, Marcel Dekker Inc., New York
- Gray, N. F. (1990) Biology of wastewater treatment. Oxford University Press
- Grube, S., Campen, C., Kletke, T. (2008) Activated sludge treatment of high salinated wastewater - a laboratory plant case study. 6. World Water Congress, IWA, Conference Proceedings, 7. - 12.9.2008
- Grube, S. (2006) Persönliche Kommunikation mit Betreibern
- Grube, S. (2008) Beitrag zur aeroben Abwasserbehandlung mit dem Belebungsverfahren bei hohen Abwassertemperaturen. Promotion, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft, eingereicht
- Hall, E. R. und Murphy, K. L. (1980) Estimation of nitrifying biomass and kinetics in wastewater. Water Research, Vol. 14, Pergamon Press
- Hammer, J. (2001) Wastewater treatment in dry climates. Water Environmental Federation, Alexandria (USA)
- Hartmann, L. (1992) Ökologie und Technik – Analyse, Bewertung und Nutzung von Ökosystemen. Springer-Verl., Berlin, Heidelberg

- Hartwig, P. (1993) Beitrag zur Bemessung von Belebungsanlagen mit Stickstoff- und Phosphorelimination. Diss., Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover
- Henze, M., Grady, C. P. L., Gujer, W., Marais, G., und Matsuo, T. (1986) Activated sludge model No. 1. EPA-IAWPRC Scientific and Technical Reports, International Association on Water Pollution Research and Control, London.
- Henze, C. M. und Harremoës, P. (1977) Biological Denitrification of Sewage. Prog. Water Techn., Jahrg. 8, Bd. 4/5, 509 - 555
- Henze, M., Harremoës, P., Cour Jansen, J., Arvin, E. (2002) Wastewater treatment - biological and chemical processes. 3. Aufl., Springer, Berlin, Heidelberg, New York
- HSG (1989) Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung – Ergebnisse eines Erfahrungsaustauschs der Hochschulen. Bearbeiter: Böhnke, B., Korrespondenz Abwasser, 36. Jahrg., Heft 9
- Hultman, B. (1971) Kinetics of biological nitrogen removal. KTH, Publ. 71:5, in schwedisch, Stockholm zitiert in: Randall et al. (1992)
- Ichimura, K., Takahashi, M. und Suzuki, Y. (1994) Design manual for nutrient removal and recent progress of retrofitting of existing plants to nutrient removal process. 6<sup>th</sup> Workshop on Wastewater and Sludge Treatment, 4. bis 6. 10. 1994, Karlsruhe
- Jean, D. S. und Lee, D. J. (1999) Effects of salinity on expression dewatering of waste activated sludge. Journal of Colloid and Interface Science 215, S. 443-445
- Kargi, F. und Dinçer, A. R. (1998) Saline wastewater treatment by halophile-supplemented activated sludge culture in an aerated rotating biodisc contactor. Enzyme and Microbiological Technology 22, S. 427-433
- Kargi, F. und Dinçer, A. R. (1998) Effect of sludge recycle on performance of a rotating biodisc contactor treating saline wastewater. Bioprocess Engineering 18, S. 235-239
- Kargi, F. (2002) Enhanced biological treatment of saline wastewater by using halophilic bacteria. Biotechnology Letters 24, S. 1569-1572
- Kargi, F. und Uygur, A. (2005) Improved nutrient removal from saline wastewater in an SBR by Halobacter supplemented activated sludge. Environmental Engineering Science 22, S. 170-176
- Kayser, R. (1991) Kläranlagen zur Stickstoffelimination und Garantien zur Belüftung. Kayser, R. (Hrsg.), Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Braunschweig, Bd. 50, Fachtagung, 9. und 10.9.1991, Eigenverlag, Braunschweig
- Kayser, R., Lemmer, H., Pöpel, H. und Wagner, M. (1996) Belebungsverfahren. In: Biologische und weitergehende Abwasserreinigung. ATV Handbuch, 4. Aufl. Abwassertechnische Vereinigung e. V. (Hrsg.), Hennef

- Kayser, R. (2001) Bemessung von Belebungs- und SBR-Anlagen: Kommentar zum ATV-A 131 und ATV-M 210. Hrsg. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., GFA, Hennef
- Klopp, R. (1983) Einfluss von Konzentration und Temperatur auf den CSB-Wirkungsgrad biologischer Kläranlagen. KA Korrespondenz Abwasser, 30. Jahrg., Nr. 5, S. 346 – 351, Hennef
- Knowles, G., Downing, A. L., Barrett, M. J. (1965) Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed culture, with the aid of an electronic computer. *Journal of general microbiology*, Society of general microbiology
- Koppe, P. und Stozek, A. (1993) Kommunales Abwasser: Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozess einschließlich Klärschlämme. 3. Aufl., Vulkan-Verlag, Essen
- Kunst, S., Helmer, C. und Knoop, S. (2000) Betriebsprobleme auf Kläranlagen durch Blähschlamm, Schwimmschlamm, Schaum - Handbuch zur Identifizierung und Bekämpfung fadenförmiger Bakterien. Springer, Berlin
- Lawrence, A. (1976) Design and control of nitrifying activated sludge systems. *Journal Water Pollution Control Federation*, Jahrg. 48
- Lawton, G. W., Eggert, C. V. (1957) Effect of high sodium chloride concentration on trickling filter slimes. *Journal Sewage and industrial waste*, Bd. 29, Jahrg. 1957
- Leenen E.J.T.M., van Boxtel A.M.G.A., Englund G., Tramper J. and Wijffels R.H. (1997) Reduced temperature sensitivity of immobilized *Nitrobacter agilis* cells caused by diffusion limitation. *Enzyme and Microbial Technology*, Vol. 20
- Madigan, M. T. und Martinko, J. M. (2006) Brock Mikrobiologie. 11. überarb. Aufl., dt. Ausg., Pearson Education, München, Boston, San Francisco
- Mander, U. und Jenssen, P. (2002) Natural Wetlands for wastewater treatment in cold climates. WIT Press, UK
- Mamais, D. und Jenkins, D. (1992) Effects of MCRT and temperature on enhanced biological phosphorous removal. *Water Science Technology*, Jahrg. 26, Bd. 1
- Milenko, R. (1993) *Respirometry of activated sludge*. Technomic Publishing, Lancaster, Pennsylvania, USA
- Mika, M. (2007) Vergleichende Untersuchung des Bemessungsansatzes für das Schlammalter von Belebungsanlagen. Fachbegleitende Studienarbeit UTRM, Ruhr-Universität Bochum
- Mika, M. (2007) Bestimmung der maximalen spezifischen Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien nach dem Ansatz der Water Research Commission. Projektarbeit im Studiengang Umwelt und Ressourcentechnik der Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum
- Moussa, M. S., Fuentes, O. G, Lubberding, H. J., Hooijmans, C. M., Loosdrecht, van M. C. M. und Gijzen, H. J. (2006) Nitrification activities in full-scale treatment plants with varying salt loads. *Environmental Technology* 27, S. 635-643

- Muck, R. E. und Grady, C. P. L. (1974) Temperature effects on microbial growth in CSTR's. *Journal of the Environmental Engineering Division*, Okt., S. 1147 - 1163
- Mudrack, K. und Kunst, S. (1991) *Biologie der Abwasserreinigung*. 3. Aufl., Fischer Verl., Stuttgart, Jena, New York
- Orth, H., Cornel, P., Kirchhof, W., Menzel, U., Pinnekamp, J., Rudolph, K-U., Schneider, T. und Wagner, M. (2005) Anforderungen an die Abwassertechnik in anderen Ländern. Hrsg. Orth, H., Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum, Bochum
- Painter, H. A., Loveless, J. E. (1983) Effect of temperature and pH-Value on the growth-rate constants of nitrifying bacteria in the activated-sludge process. *Water Research*, Vol. 17, Nr. 3, Seite 237f, Pergamon Press
- Peng, Y. Z., Zhu, G. B., Wang, S. Y., Yu, D. S., Cui, Y. W. und Meng, X. S. (2005) Pilot scale studies on biological treatment of hypersaline wastewater at low temperature. *Water Science and Technology* 52, S. 129-137
- Pöpel, H. J. und Fischer, A. (1998) Combined influence of temperature and process loading on the effluent concentration of biological treatment. *Water Science Technology*, 38. Jahrg., Bd. 8 - 9, Pergamon Press
- Randall, C. W., Barnard, J. L., Stensel, H. D. und Eckenfelder, W. W. (1992) Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. *Water quality management library*, Vol. 5, International Association on Water Pollution Research and Control, Technomic Publ., Lancaster
- Rosa, M. F., Furtado, A. A. L. and Albuquerque, R. T., Leite, S. G. F. und Medronho, R. A. (1998) Biofilm development and ammonia removal in the nitrification of a saline wastewater .
- Röske, I. und Uhlmann, D. (2005) *Biologie der Wasser- und Abwasserbehandlung*. Eugen Ulmer KG, Stuttgart
- SanPiN, 2000 Санитарные правила и нормы 2.1.5.980-00: 2.1.5. Водоотведение населенных мест, санитарная охрана водных объектов. Гигиенические требования к охране поверхностных вод (утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 22 июня 2000 г.) (Sanitäre Regelungen und Normen 2.1.5.980-00: 2.1.5. Abwasserableitung der Siedlungen, sanitärer Gewässerschutz. Hygienische Anforderungen zum Gewässerschutz). Ausg. 06/2000 Moskau
- Salvadó, H., Mas, M., Menéndez, S. und Gracia, M. P. (2001) Effects of shock loads of salt on protozoan communities. *Acta Protozoologica* 40, S. 177-185
- Scheer, H. (1998) Bemessung von Kläranlagen auf Stickstoff und Phosphorelimination im internationalen Vergleich. Habilitationsschrift, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abwasserwirtschaft der Universität Hannover, Heft 102, Hannover
- Shen, W. (1994) Nitrifikation mit Festbettkörpern in einstufigen Belebungsbecken. Dissertation, Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum e. V.

Smith, D.G. (1996) Cold regions utilities monograph. Third Edition. Published by American Society of Civil Engineers, USA

Sperling, M. von, Lemos Chernicharo, C., Andreoli, C. V. und Fernades, F. (2005) Biological wastewater treatment in warm climate regions - volume one and two. IWA publishing, London, Seattle

Sperling, M. von (2007) Antworten zu Fragen über die Auswahl der Bemessungstemperatur. Persönliche Korrespondenz im August 2007 (unveröffentlicht)

Soliman, Mohammed (2003) Studies on aerobic sewage sludge stabilisation process – influence of temperature and feeding mode. In IUT Mitteilungen, Diss., Institut für Umwelttechnik Leopold-Franzens-Universität Innsbruck

Sollfrank, U., Kappeler, J. und Gujer, W. (1992) Temperature effects on wastewater characterization and the release of soluble inert organic material. Water Science and Technology, Vol. 25, Nr. 6, Seiten 33 – 41, EPA-IAWPRC, London

Sutton, P. M., Murphy, K. L. und Dawson, R. N. (1975) Low-temperature biological denitrification of wastewater. Journal Water Pollution Control Federation, Jahrg. 47, Bd. 1, Water Pollution Control Federation

Stewart, M. J., Ludwig, H. F. und Kearns, W. H. (1962) Effects of varying salinity on the extended aeration process. Water Pollution Control Federation 37, S.1161-1177

Teichgräber, B. (1988) Zur Nitrifikation von Abwässern mit geringer Säurekapazität. Diss., Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Braunschweig, Bd. 45, Eigenverlag, Braunschweig

Tchobanoglous, G. (2003) Wastewater engineering - treatment and reuse. Ed. Tchobanoglous, G., Burton, F. und Stensel, H., Metcalf and Eddy Inc., Mc Graw Hill, Boston

Tserashchuk, M. (2008) Effects of temperature on biological nutrient removal systems with typical characteristics of municipal wastewater in the Russian Federation. Dissertation, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum, bisher noch unveröffentlicht

United Nations (2000) United Nations millenium declaration. Generell Assembly of the United Nations, 55/2., New York

Vermicon (2007) Auswertung gemäß VIT Testkit für nitri- und ammoniumoxidierende Bakterien. Vermicon AG, München

Water Environment Federation WEF (2003) Wastewater treatment plant design. Ed. Vesilind, P. A., Hrsg. International Water Association, London

WRC Water Research Commission (1984) Theory, design and operation of nutrient removal activated sludge process. Water Research Commission, University of Cape Town

Wijffels, R.H., Englund, G., Hunik, J.H., Leenen, E.J.T.M., Bakketun, A., Günther, A., Obon de Castro, J.M. and Tramper, J. (1995) Effects of Diffusion Limitation on Immobilized Nitrifying Microorganisms at Low Temperatures. Biotechnology and Bioengineering, Vol. 45

Wikipedia (2008) Klima in Deutschland. Wikimedia Deutschland e. V., Internetseite, Lexikon, [www.wikipedia.de](http://www.wikipedia.de) (Stand: 11. Mai 2008)

Wilderer, P.; Irvine, R. und Goronszy, M. (2001) Sequencing Batch Reactor Technology. Scientific and Technical Report No 10. IWA Publishing London 2001

Wöffen, B. (2008) Untersuchung der Auswirkung geringer Zulaufbelastungen auf das Belebungsverfahren. Diplomarbeit im Studiengang Umwelt und Ressourcentechnik der Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum

Wuhrmann, K. (1954) High-rate activated sludge treatment and its relation to stream sanitation. Federal Institute of Water Supply, Sewage Purification and Water Pollution Control, Swiss Federal Institute of Technology

## Abkürzungsverzeichnis

A	Aerobes Betriebsschlammalter
$A_{\text{minimum}}$	Aerobes Mindestschlammalter für eine gesicherte Nitrifikation
A	Charakteristische Reaktionskonstante
Abzug ÜS	Täglich zu entfernende Biomasse im Anlagenbetrieb
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
$AFS_{AB}$	Abfiltrierbare Stoffe im Ablauf der Nachklärung
AHRT	Aufenthaltszeit der Biomasse im aeroben Belebungsreaktor
ATH	Allylthioharnstoff
a	Ertragskoeffizient der Biomasse aus der gelösten $BSB_5$ -Konzentration
$a_m$	Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse
$a_m BOD_{\text{removed}}$	Abgezogene Masse an Überschussschlamm
B	Faktor zur Berücksichtigung des Anteils der zulaufenden Feststoffe am Überschussschlamm
$B_{d,BSB5}$	Tägliche $BSB_5$ -Fracht im Zulauf des Belebungsreaktors
$B_{d,CSB,Ab}$	Täglich ablaufende CSB-Fracht aus dem Ablauf der Nachklärung
$B_{d,CSB,eli}$	Täglich abgebaute CSB-Fracht
$B_{d,CSB,Zu}$	Täglich zulaufende CSB-Fracht zum Belebungsreaktor
$B_{d,N,deni}$	Nitrifizierte Stickstofffracht in g/d
$B_{d,N,ges,Ab}$	Ablaufende $N_{\text{ges}}$ -Fracht aus dem Ablauf Nachklärung in g/d
$B_{d,N,ges,Zu}$	Tägliche Gesamtstickstofffracht im Zulauf zum Belebungsreaktor
$B_{d,NH_4-N}$	Tägliche Fracht an Ammoniumstickstoff
$B_{d,NH_4-N,Ab}$	Täglich ablaufende $NH_4-N$ -Fracht aus dem Ablauf Nachklärung
$B_{d,Norg}$	Täglich ablaufende organische Stickstofffracht
$B_{d,N,nitri}$	Täglich nitrifizierte Stickstofffracht
$B_{d,TS}$	Tägliche TS-Fracht im Zulauf des Belebungsbeckens
Biomasse produite	Überschussschlammproduktion
BM	Biomasse
BMTS	Gesamte Biomasse im Belebungsreaktor berechnet aus $TS_{BB}$ und $V_{BB}$
BOD	Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen
$BOD_5$	Tägliche $BSB_5$ Zulauffracht; Degrémont (1991 und 2005)
$BSB_5$	Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen
b	Endogene Absterberate; Degrémont (1991 und 2005); EPA (1993); WEF (2003)
b	Ertragskoeffizient der Biomasse aus den abfiltrierbaren Stoffen; Ichimura et al. (1994)
$b_A$	Absterberate der nitrifizierenden/ autotrophen Biomasse
bCOD	Biologisch abbaubarer chemischer Sauerstoffbedarf
$b_H$	Endogene Absterberate der heterotrophen Biomasse
$b_h$	Endogene Absterberate der heterotrophen Biomasse bei Bemessungstemperatur
$b_{h,20}$	Endogene Absterberate der heterotrophen Biomasse bei 20°C
$b_{NIT}$	Absterberate der nitrifizierenden Bakterien

$b_{nT}$	Absterberate der nitrifizierenden Biomasse bei Bemessungstemperatur
$b_N$	Absterberate der nitrifizierenden Biomasse
$b_{n20}$	Max. spezifische Absterberate der nitrifizierenden Biomasse bei 20 °C
$b_{X,V}$	Endogen veratmete Biomasse
$C$	Dem endogenen Zerfall zur Verfügung stehende Biomasse
$C_1$	Zulaufkonzentration an CSB bzw. BSB <sub>5</sub>
$C_3$	Ablaufkonzentration an CSB bzw. BSB <sub>5</sub>
$C_{BSB,ZB}$	BSB <sub>5</sub> -Konzentration im Zulauf des Belebungsreaktors
COD	Chemischer Sauerstoffbedarf
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
$CSB_{Ab,NK}$	Chemischer Sauerstoffbedarf im Ablauf Nachklärung
$CSB_{eli}$	Eliminierter/ abgebauter CSB
$CSB_{Zu}$	CSB-Konzentration im Zulauf
$c$	Absterberate der Biomasse
$c_1$	Temperaturkoeffizient der max. spezifischen Wachstumsrate $k_0$
$c_2$	Temperaturkoeffizient der Halbwertskonstante $k_{S0}$
$D$	Nichtabbaubarer Anteil des endogenen Zerfalls
DF	Design Faktor; EPA (1993)
DO	Konzentration an gelöstem Sauerstoff
DX	Absterberate
$d$	Tag
$E$	Aktivierungsenergie der Reaktion
$E$	Gesamte heterotrophe Biomasse im System; ATV-DVWK A 131 (2000)
ETA	BSB <sub>5</sub> -Abbaugrad im Belebungsbecken
$F_{SP}$	Tägliche Schlammproduktion
FS	Sicherheitsfaktor der Stickstoffspitze
$F_T$	Temperaturfaktor für die endogene Atmung
$f$	Nicht abbaubarer Anteil an der aktiven Biomasse
$f'$	Sicherheitsfaktor zur Berücksichtigung mangelhafter Sauerstoffversorgung, schwankender pH-Werte und Einflüsse toxischer Stoffe auf die nitrifizierende Biomasse
$f_b$	Proz. abbaubarer Anteil an den produzierten biologisch verfügbaren Feststoffen; Sperling et al. (2005)
$f_b$	Biologisch abbaubarer Anteil der aktiven Biomasse; EPA (1993)
$f_b'$	Proz. abbaubarer Anteil an den produzierten biologisch verfügbaren Feststoffen sofort nach der Entstehung
$f_{CV}$	Verhältnis des CSB zur flüchtigen suspendierten Biomasse
$f_d$	Anteil der Biomasse, welche nach Zerfall verbleibt
$f_{d,max}$	Anteil der Biomasse, welche nach Zerfall verbleibt, maximaler Wert des Wertebereichs
$f_{d,mim}$	Anteil der Biomasse, welche nach Zerfall verbleibt, minimaler Wert des Wertebereichs
$f_i$	Anteil der inerten Reste der abgestorbenen Biomasse
$f_i$	Verhältnis der flüchtigen suspendierten Feststoffe im belebten



$f_{\text{NH}_4\text{-N,Sp}}$	Schlamm zu den gesamten suspendierten Feststoffen
$f_P$	Spitzenfaktor der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf Anteil der biologisch nicht abbaubaren Feststoffe im Zulauf zum Belebungsbecken
$f_{\text{T,NIT}}$	Temperaturfaktor des Wachstums der nitrifizierenden Bakterien
$f_{\text{T,b,NIT}}$	Temperaturfaktor der Absterberate der nitrifizierenden Bakterien
$f_{\text{up}}$	Nicht abbaubarer partikulärer Anteil am CSB
$f_{\text{us}}$	Nicht abbaubarer löslicher Anteil am CSB
$f_{\text{xt}}$	Differenzfaktor für unbelüftete bzw. schlecht belüftete Zonen
IDM	Magnetisch-induktive Durchflussmessung
iTSS	Inerte zufließende abfiltrierbare Stoffe
$k_{\text{d},20}$	Endogener Zerfallskoeffizient der heterotrophen Biomasse in $\text{d}^{-1}$ bei 20 °C
$k_{\text{d}}$	Endogener Zerfallskoeffizient der heterotrophen Biomasse in $\text{d}^{-1}$
$k_{\text{d}}$	Endogene Absterberate; Sperling et al. (2005)
$k$	Geschwindigkeitskonstante
$k_{\text{dn}}$	Absterberate der nitrifizierenden/ autotrophen Bakterien
$k_{\text{m}}$	Halbwertskonstante für das Wachstum der heterotrophen Biomasse
$k_{\text{n}}$	Halbwertskonstante der Ammoniumstickstoffaufnahme
$k_{\text{n}7,2}$	Halbwertskonstante der nitrifizierenden Biomasse bei pH 7,2 und 20 °C
$k_{\text{N}}$	$\text{NH}_4\text{-N}$ Halbwertskonstante
$k_{\text{nT}}$	Halbwertskonstante bei 20°C
$k_{\text{npmH}}$	Halbwertskonstante der nitrifizierenden Biomasse nach Anpassung des pH-Werts
$k_{\text{n}20}$	Halbwertskonstante der nitrifizierenden Biomasse bei 20 °C
$k_{\text{O}_2}$	Halbwertskonstante der Sauerstoffaufnahme
$k_0$	Sauerstoffübergangskonstante; Tchobanoglous (2003)
$k_0$	Halbwertskonstante für Sauerstoff; WRC (1984)
$k_0$	Max. spezifische Wachstumsrate bei Referenztemperatur; WEF (2003)
$k_{\text{S}0}$	Halbwertskonstante bei Referenztemperatur
$k_0$	Maximale spezifische Wachstumsrate bei Referenztemperatur; WEF (2003)
$k_{\text{S}}$	Halbwertskonstante
$k_{\text{S}}$	Halbwertskonstante der heterotrophen Biomasse; Sperling et al. (2005)
$k_{\text{S,NH}_4\text{,A}}$	Halbwertskonstante der nitrifizierenden Biomasse
$k_{\text{S,0}_2\text{,A}}$	Halbwertskonstante für Sauerstoff
$k_0$	Sauerstoffübergangskonstante; Tchobanoglous (2003)
$k_0$	Halbwertskonstante für Sauerstoff; WRC (1984)
$k_0$	Max. spezifische Wachstumsrate bei Referenztemperatur; WEF (2003)
$k_{\text{S}0}$	Halbwertskonstante bei Referenztemperatur
$k_0$	Maximale spezifische Wachstumsrate bei Referenztemperatur; WEF (2003)
LF	Leitfähigkeit

Max.	Maximum
$M(N_e)$	Nitrifizierter Stickstoff
$M(S_{ti})$	Gesamte CSB-Fracht im Zulauf zum Belebungsbecken
$M(\Delta X_t)_{ges}$	Prod. heterotrophe und autotrophe Schlammmasse pro Tag
$M(\Delta X_n)$	Autotrophe Schlammmasse im Belebungsbecken
$M(X)_d$	Tagesmittelwert der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf
$M(X)_{2h,max}$	Maximaler Zwei-Stundenmittelwert der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf
$M(X_t)$	Heterotrophe Schlammmasse im Belebungsbecken
$M(\Delta X_t)$	Prod. heterotrophe Schlammmasse pro Tag
$M(X_v)$	Gesamte flüchtige suspendierte heterotrophe Biomasse
$M_{AFS,Ab}$	Ablaufende Feststofffracht gemessen als abfiltrierbare Stoffe
$M_{ÜS}$	Überschussschlammmasse
Masse de MV	Organische Trockensubstanz im Belebungsreaktor
MLVSS	Mixed Liquor Volatile Suspended Solids; Flüchtige suspendierte Feststoffe im belebten Schlamm
Min.	Minimum
$\min t_{TS,NIT}$	Aerobes Mindestschlammalter
N	Gesamtzahl N einer Bakterienmasse; Theoretische Grundlagen
N	Ammoniumstickstoffkonzentration im Ablauf Belebung; Tchobanoglous (2003), EPA (1993)
$N_a$	Zu erreichende Konzentration an Ammoniumstickstoff im Ablauf
$N_{eli}$	Eliminierter Gesamtstickstoff
$N_{ges}$	Gesamtstickstoff
$N_{ges,Zu}$	Gesamtstickstoffkonzentration im Zulauf
$N_0$	Anzahl Bakterien zu Beginn der Zellteilung
$NH_4$	Ammonium; Kayser et al. (1996)
$NH_4^+$	Ammoniumstickstoffkonzentration; Sperling et al. (2005)
$NH_4-N$	Ammoniumstickstoff
$[NH_4-N]_{e,m}$	Ammoniumstickstoffkonzentration im Belebungsbecken
$NH_4-N_{e,Sp}$	Überwachungswert der Ammoniumstickstoffspitze im Ablauf
$N_{n,m}$	Mittlere nitrifizierbare Stickstoffkonzentration im Zulauf des Belebungsreaktors
$NO_x$	Anteil des Kjehldahl-Stickstoffs, welcher zu Nitrat oxidiert wird
$NO_2-N$	Nitritstickstoff
$NO_3-N$	Nitratstickstoff
n	Anzahl der Zellteilungen
nbCOD	Nicht biologisch abbaubarer chemischer Sauerstoffbedarf
nbVSS	Nicht biologisch abbaubare organische Feststoffe
O	Sauerstoffkonzentration im Belebungsreaktor; WRC (1984)
$O_2$	Sauerstoffkonzentration im Belebungsreaktor; EPA (1993)
$oTS_{BB}$	Organischer Trockensubstanzgehalt im Belebungsreaktor
OV	Sauerstoffverbrauchsrate
$OV_N$	Sauerstoffverbrauchsrate der Nitrifikationsatmung
PF	Spitzenfaktor, zur Berücksichtigung von Tagesspitzen der Zulauf- fracht an Ammoniumstickstoff

P	Hilfsgröße zur Berechnung der Schlammproduktion
$P_{\text{ges}}$	Gesamtphosphor
PN	Probenehmer
$\text{PO}_4\text{-P}$	Orthophosphatphosphor
$P_{\text{X,TSS}}$	Schlammproduktion
$P_{\text{X}}$	Produzierte Biomasse als SS; Sperling et al. (2005)
$P_{\text{X}}$	Schlammproduktion; WEF (2003)
$P_{\text{XV}}$	Produzierte Biomasse als VSS
pnbCOD	Partikulärer nicht biologisch abbaubarer chemischer Sauerstoffbedarf
Q	Volumenstrom
Q	Tageszufluss zum Belebungsreaktor, Ichimura et al. (1994), Sperling et al. (2005); WEF (2003)
$Q_1$	Zulaufvolumenstrom
$Q_{\text{AB}}$	Volumenstrom des Ablaufs Nachklärung
$Q_{\text{max}}$	Maximaler Volumenstrom
$Q_{\text{ÜS}}, Q_{\text{w}}$	Überschussschlammabzug
$q_{\text{R}}$	Raumbeschickung
R	Allgemeine Gaskonstante
$R_{\text{S}}$	Schlammalter im Betrieb bzw. für die Bemessung gewählt
$R_{\text{SM}}$	Aerobes Mindestschlammalter
S	Substratkonzentration; Theoretische Grundlagen, WEF (2003)
S	Schwankungsfaktor der Stickstofffracht; HSG (1989)
S	Substratkonzentration im Ablauf des Belebungsreaktors; WEF (2003)
S	BSB <sub>5</sub> oder CSB Konzentration (gelöst) im Ablauf des Belebungsreaktors; Sperling et al. (2005)
S	Limitierende bCOD Konzentration im Reaktor; Tchobanoglous (2003)
SA	Aerobes Mindestschlammalter
$(\text{SA})_{\text{T}}$	Aerobes Mindestschlammalter
$S_{\text{CS}}$	Gelöste BSB <sub>5</sub> -Konzentration im Zulauf
SF	Sicherheitsfaktor
$S_{\text{NH}_4}$	Ammoniumstickstoffkonzentration im Belebungsreaktor
$S_0$	Mittlere BSB <sub>5</sub> -Konzentration im Zulauf zum Belebungsreaktor; HSG (1989)
$S_0$	Substratkonzentration zu Wachstumsbeginn; Theoretische Grundlagen
$S_0$	BSB <sub>5</sub> oder CSB Konzentration im Zulauf zum Belebungsreaktor; Sperling et al. (2005)
$S_0$	Substratkonzentration an bCOD; Tchobanoglous (2003)
$S_0$	Substratkonzentration im Zulauf des Belebungsreaktors; WEF (2003)
$S_{\text{O}_2}$	Sauerstoffkonzentration im Belebungsreaktor; Henze et al. (2002)
SRT	Aerobes Mindestschlammalter

$S_{SS}$	Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe im Zulauf
SS	Suspended Solids
$S(t)$	Substratverbrauch in einem definierten Zeitintervall $t$
St.abw.	Standardabweichung
snbCOD	Gelöster nicht biologisch abbaubarer chemischer Sauerstoffbedarf
$(\Delta \text{Substrat})$	Abgebautes Substrat, Differenz aus Zu- und Ablauf
$T$	Temperatur bzw. Abwassertemperatur
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff
TS	Trockensubstanzgehalt
$TS_{BB}$	Trockensubstanzgehalt im Belebungsreaktor
$TS_{\text{ÜS}}$	Trockensubstanzgehalt des Überschussschlamm
$TS_0$	Feststoffkonzentration im Zulauf zum Belebungsreaktor
$t$	Zeit bzw. Zeitintervall
$t_{TS}$	Gesamtschlammalter
$t_{TS,A}$	Aerobes Schlammalter
$t_{TS,Bem}$	Erforderliches aerobes Schlammalter (aerobes Mindestschlammalter), das der Bemessung für Nitrifikation zu Grunde gelegt wird
$t_{TS,aerob}$	Aerobes Mindestschlammalter
$t_{TS,G}$	Gesamtschlammalter
$\text{ÜS}_d$	Gesamter tägliche Schlammproduktion
$\text{ÜS}_{d,C}$	Schlammproduktion aus der Kohlenstoffelimination
$\text{ÜS}_{d,P}$	Schlammproduktion aus der Phosphatelimination
$\text{ÜS}_R$	Tägliche Schlammproduktion
$V$	Volumen des Belebungsreaktors
$V_{BB}$	Volumen des Belebungsreaktors
$V_N$	Volumen des Nitrifikationsreaktors
$V_D$	Volumen des Denitrifikationsreaktors
VS	Volatile Solids
VSS/SS	Verhältnis der flüchtigen abbaubaren Stoffe zu den gesamten abbaubaren Stoffen
WRC	Water Research Commission
$X$	Konzentration der Feststoffe im Belebungsreaktor
$X_A$	Autotrophe Biomassenkonzentration; HSG (1989)
$X_A$	Trockensubstanzgehalt im Belebungsreaktor; Ichimura et al. (1994)
$X_H$	Heterotrophe Biomassenkonzentration
$X_I$	Inerte Biomassenkonzentration
$X_0$	Nicht abgebauter Anteil der zufließenden biologisch abbaubaren Feststoffe
$X$	Organismenkonzentration
$X_{TS,AmOx}$	Konzentration der nitrifizierenden Biomasse im Belebungsreaktor
$X_{TS,ZB}$	Konzentration der Feststoffe im Zulauf des Belebungsreaktors
$X_V$	Trockensubstanzgehalt im Belebungsreaktor
$X_V V$	Biomasse im Belebungsreaktor
$X_W$	Trockensubstanzgehalt im Überschussschlamm
$Y$	Spezifischer Bakterienmassenertrag; Theoretische Grundlagen
$Y$	Biomassenertrag; WEF (2003)
$Y$	Heterotropher Ertragskoeffizient für den Kohlenstoffabbau;

	Tchobanoglous (2003); WEF (2003); EPA (1993)
$Y_A$	Ertragskoeffizient der autotrophen Biomasse
$Y_H$	Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse
$Y_h$	Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse
$Y_{NET}$	Nettobiomassenproduktion
$Y_n$	Ertragskoeffizient der nitrifizierenden Biomasse
$Y_{obs}$	Beobachteter Ertragskoeffizient
$Z_{io}$	Zufließende nicht flüchtige suspendierte Feststoffe
$Z_{no}$	Zufließende flüchtige nicht biologisch abbaubare Feststoffe
$\mu$	Wachstumsrate
$\mu_m$	Spezifische Wachstumsrate der heterotrophen Biomasse
$\mu_{max}$	Max. spezifische Wachstumsrate; Theoretische Grundlagen
$\mu_{max}$	Max. spezifische Wachstumsrate der heterotrophen Biomasse; Sperling et al. (2005), Ber. aerobes Mindestschlammalter
$\mu_{max}$	Maximale spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse bei 20 °C; Sperling et al. (2005); Henze (2002)
$\mu_{max,A}$	Max. spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse
$\mu_N$	Spez. maximale Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien
$\mu_n$	Max. spezif. Nettowachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse
$\mu_{NIT,max}$	Max. spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien
$\mu_{nm}$	Maximale spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien bei 20°C
$\mu_{nmo}$	Von der Sauerstoffkonzentration unbeeinflusste maximale spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien
$\mu_{no}$	Spez. maximale Wachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse nach Anpassung bei Berücksichtigung der Sauerstoffkonzentration
$\mu_{n7,2}$	Max. spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien bei pH 7,2 und 20 °C
$\mu_{nmpH}$	Spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Biomasse nach Anpassung des pH-Werts
$\mu_{nmT}$	Max. spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien bei Bemessungstemperatur
$\mu_{nm20}$	Max. spezifische Wachstumsrate der nitrifizierenden Bakterien bei 20 °C
$\theta$	Temperaturkoeffizient
$\theta_{ATV}$	Temperaturkoeffizient nach ATV-DVWK A 131 (2000)
$\theta_C$	Aerobes Mindestschlammalter; EPA (1993); WEF (2003)
$\theta_C$	Schlammalter; Sperling et al. (2005)
$\theta_{kn}$	Temperaturkoeffizient der $NH_4$ -N Halbwertskonstante
$\theta_{kdn}$	Temperaturkoeffizient für den endogenen Zerfall
$\theta_{min}$	Aerobes Mindestschlammalter
$\theta_{ns}$	pH-Wert Empfindlichkeitskoeffizient
$\theta_{X,A}$	Aerobes Mindestschlammalter
$\theta_{\mu n}$	Temperaturkoeffizient für das Wachstum der nitrifizierenden Biomasse
$\kappa$	Temperaturkonstante

## Bildverzeichnis

Bild 1: Abhängigkeit der Wachstumsrate $\mu$ von der Substratkonzentration S.....	20
Bild 2: Einfluss der Temperatur auf enzymatische Reaktionen (nach Hartmann, 1992).....	24
Bild 3: Korrelation zwischen Kohlenstoffquelle, Temperatur und spezifischer Denitrifikationsrate (Henze und Harremoës, 1977).....	25
Bild 4: Schlammproduktion nach ATV-DVWK A 131 (2000) einer Belebungsanlage mit 1000 Einwohnerwerten in Abhängigkeit von der Temperatur und dem aeroben Schlammalter.....	30
Bild 5: Schlammproduktion nach HSG (1989) einer Belebungsanlage mit 1000 Einwohnern in Abhängigkeit von der Temperatur und dem aeroben Schlammalter.....	34
Bild 6: Aerobes Mindestschlammalter für die Nitrifikation gemäß den Degrémont Handbüchern von 1991 und 2005 im Vergleich .....	36
Bild 7: Spezifische Schlammproduktion bei 15 °C als Funktion der Schlamm- belastung und des Verhältnisses von organischer Trockensubstanz zu BSB <sub>5</sub> im Zulauf des Belebungsreaktors (nach Degrémont, 2005) .....	37
Bild 8: Aerobes Schlammalter, Abwassertemperatur und Reinigungsleistung japanischer Kläranlagen (nach Ichimura et al., 1994).....	38
Bild 9: Tägliche Schlammproduktion nach Ichimura et. al (1994) für eine Belebungsanlage mit 1000 Einwohnern in Abhängigkeit vom aeroben Schlammalter .....	40
Bild 10: Schlammproduktion nach WRC (1984) für eine Belebungsanlage mit 1000 Einwohnern in Abhängigkeit von der Temperatur und vom aeroben Schlammalter .....	45
Bild 11: Schlammproduktion nach Sperling et al. (2005) für eine Belebungsanlage mit 1000 Einwohnern bezogen auf das aerobe Schlammalter .....	48
Bild 12: Variation der Nitrifikationsraten $C_{\text{NH}_3\text{-N}_{\text{gel}}}/\text{MLVSS}$ amerikanischer Kläranlagen in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur (nach EPA, 1993).....	50
Bild 13: Schlammproduktion nach EPA (1993) für eine Belebungsanlage mit 1000 Einwohnern in Abhängigkeit vom aeroben Schlammalter (Klassischer Ansatz und EPA-IAWRPC Ansatz) .....	52
Bild 14: Zusammenhang zwischen Biomasseproduktion und Schlammalter (EPA, 1993) .....	53
Bild 15: Abweichung der Schlammproduktion bei minimalen und maximalen Eingangsparametern von der Schlammproduktion bei Standard- parametern bei 20 °C .....	57
Bild 16: Tägliche Schlammproduktion nach Tchobanoglous (2003) für eine Belebungsanlage mit 1000 Einwohnern in Abhängigkeit von der Temperatur und dem aeroben Schlammalter.....	58

---

Bild 17: Abwasserzusammensetzung des Zulaufs während der Versuchsreihen zur Untersuchung niedriger Zulaufkonzentrationen (Wöffen, 2008).....	66
Bild 18: Schema der Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren.....	70
Bild 19: Schematischer Aufbau der Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses geringer C : N-Verhältnisse auf das Belebungsverfahren .....	71
Bild 20: Schema der Sequencing Batch Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses niedriger Temperaturen beim Belebungsverfahren .....	72
Bild 21: Fließschema der Versuchsanlage Ölbachtal (einstraßige Darstellung, zweite Straße baugleich) .....	74
Bild 22: Messpunkte der kontinuierlichen Messtechnik und der Probennehmer der Versuchsanlage Ölbachtal .....	75
Bild 23: Schema der Versuchsanlage Düsseldorf (einstraßige Darstellung, zweite Straße baugleich, jedoch ohne Heizkreislauf).....	77
Bild 24: Messpunkte der kontinuierlichen Messtechnik und der Probennehmer auf der Versuchsanlage Düsseldorf .....	78
Bild 25: Leitfähigkeit im Belebungsreaktor während des Laborversuchs zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren.....	90
Bild 26: Kohlenstoffelimination des Laborversuchs zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren .....	92
Bild 27: Ammoniumstickstoffabbau des Laborversuchs zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren bei 25 °C .....	93
Bild 28: Ammoniumstickstoffkonzentration in der Belegung des Versuchs bei hohen Salzgehalten .....	94
Bild 29: Durch Denitrifikation eliminiertes Stickstoff bei geringer Zulaufbelastung (Wöffen, 2008).....	98
Bild 30: Spezifische Denitrifikationsrate $N_{\text{el}}/BMTS$ in mg/g/d und eliminiertes Stickstoff $N_{\text{el}}$ in % bei geringer Zulaufbelastung (Wöffen, 2008) .....	98
Bild 31: Aerobe Mindestschlammalter für Abwassertemperaturen von 3 bis 15 °C während der Sequencing Batch Laborversuche .....	104
Bild 32: Ammonium- und nitritoxidierende Bakterien in der suspendierten und sessilen Biomasse der SBR Laboranlage (Häufigkeitsschlüssel nach Vermicon, 2007: 1 = sehr wenige Zellen, 2 = wenige Zellen, 3 = mäßig viele Zellen, 4 = viele Zellen, 5 = sehr viele Zellen, Reaktor mit Aufwuchskörpern) .....	105
Bild 33: Aerobe Schlammalter der Versuchsreihen Ölbachtal, aufsteigend geordnet nach der Höhe des aeroben Schlammalters je Versuchstemperatur.....	113

---

Bild 34: Spezifische CSB-Abbauraten der Versuchsreihen Ölbachtal, geordnet je Temperaturstufe aufsteigend nach der Höhe der CSB-Abbauraten.....	115
Bild 35: Linearisierung der Mittelwerte des spezifischen CSB-Abbaus CSB/BMTS der Versuchsreihen mit vollständiger Stickstoffelimination der Versuchsanlage Ölbachtal von 15 - 30 °C .....	116
Bild 36: Spezifische Abbauraten des Ammoniumstickstoffs der Versuchsreihen Ölbachtal .....	117
Bild 37: Linearisierung der spezifischen Abbauraten des Ammoniumstickstoffs NH <sub>4</sub> -N/BMTS für die Versuchsreihen Ölbachtal .....	119
Bild 38: Spezifische Denitrifikationsraten der Versuchsreihen Ölbachtal.....	120
Bild 39: Prozentualer Anteil des nicht denitrifizierten am denitrifizierbaren Stickstoff (Versuchsreihen Ölbachtal).....	122
Bild 40: Sauerstoffverbrauchsrate der endogenen Atmung der Versuchsreihen Ölbachtal .....	123
Bild 41: Sauerstoffverbrauchsrate der Substrat-Atmung in O <sub>2</sub> /(t·TS) der Versuchsreihen Ölbachtal .....	124
Bild 42: Mittlere tägliche Schlammproduktion der Versuchsreihen Ölbachtal.....	125
Bild 43: Spezifische Schlammproduktion in g/g als BMTS/CSB <sub>eli</sub> der Versuchsreihen Ölbachtal .....	126
Bild 44: Abweichung der Schlammproduktion entsprechend verschiedener Bemessungsempfehlungen von den gemessenen Werten bei 15 °C (Versuchsreihen Ölbachtal).....	128
Bild 45: Abweichung der Schlammproduktion entsprechend verschiedener Bemessungsempfehlungen von den gemessenen Werten bei 20 °C (Versuchsreihen Ölbachtal).....	129
Bild 46: Abweichung der Schlammproduktion entsprechend verschiedener Bemessungsempfehlungen von den gemessenen Werten bei 25 °C (Versuchsreihen Ölbachtal).....	130
Bild 47: Abweichung der Schlammproduktion entsprechend verschiedener Bemessungsempfehlungen von den gemessenen Werten bei 30 °C (Versuchsreihen Ölbachtal).....	131
Bild 48: Aerobes Mindestschlammalter für eine Nitrifikation bei verschiedenen Abwassertemperaturen (Versuchsreihen Ölbachtal).....	132
Bild 49: Aerobes Mindestschlammalter der Versuchsreihen Ölbachtal im Vergleich zu bekannten Bemessungsempfehlungen.....	138
Bild 50: Aerobe Schlammalter der Versuchsreihen Düsseldorf .....	142
Bild 51: Mittlere spezifische CSB-Abbauraten CSB/BMTS bei verschiedenen Abwassertemperaturen (Versuchsreihen Düsseldorf).....	143



---

Bild 52: Mittlere spezifische Abbauraten des Ammoniumstickstoffs $\text{NH}_4\text{-N/BMTS}$ bei verschiedenen Abwassertemperaturen (Versuchsreihen Düsseldorf) .....	145
Bild 53: Mittlere spezifische Denitrifikationsraten $\text{N}_{\text{el}}/\text{BMTS}$ bei verschiedenen Abwassertemperaturen (Versuchsreihen Düsseldorf).....	146
Bild 54: Prozentualer Anteil des nicht denitrifizierten am denitrifizierbaren Stickstoff (Versuchsreihen Düsseldorf) .....	148
Bild 55: Steigerung der mittleren spezifischen CSB-Abauraten der Versuchsreihen Düsseldorf im Vergleich zu den Versuchsreihen Ölbachtal (Mittelwerte) .....	149
Bild 56: Veränderung der mittleren spezifischen Abbauraten des Ammoniumstickstoffs der Versuchsreihen Düsseldorf gegenüber den Versuchsreihen Ölbachtal (Mittelwerte) .....	150
Bild 57: Mittlere Schlammproduktion bei verschiedenen Temperaturen (Versuchsreihen Düsseldorf) .....	151
Bild 58: Mittlere spezifische Schlammproduktion bei verschiedenen Temperaturen (Versuchsreihen Düsseldorf) .....	152
Bild 59: Schlammproduktion der Versuchsanlage Düsseldorf und der Bemessungsempfehlungen .....	153
Bild 60: Prozentuale Abweichung der Schlammproduktion nach verschiedenen Bemessungsempfehlungen von den Ergebnissen der Versuchsreihen Düsseldorf.....	154
Bild 61: Aerobes Mindestschlammalter in Abhängigkeit von der Temperatur. Linearisierte Darstellung für a) niedrige, b) hohe Temperaturbereiche und c) den gesamten Temperaturbereich von 3 bis 30 °C (Nitrifikation).....	158
Bild 62: Aerobes Mindestschlammalter nach Gleichung Gl. 12 aus ATV-DVWK A 131 (2000) berechnet mit einem und drei Temperaturkoeffizienten.....	159
Bild 63: Polynomische Darstellung des aeroben Mindestschlammalters in Abhängigkeit von der Temperatur (Nitrifikation).....	161
Bild 64: Aerobes Belebungsbeckenvolumen in Abhängigkeit von der Temperatur (3 - 20 °C) und dem aeroben Schlammalter gemäß ATV-DVWK A 131 (2000) und gemäß Messwerten .....	165
Bild 65: Aerobes Belebungsbeckenvolumen in Abhängigkeit von der Temperatur (15 - 30 °C) und dem aeroben Schlammalter gemäß ATV-DVWK A 131 (2000) und gemäß Messwerten .....	166

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Bewertungen des C : N Verhältnisses nach Henze et al., 2002.....	17
Tabelle 2: Überblick verschiedener Angaben zur maximalen spezifischen Wachstumsrate von nitrifizierenden Bakterien (nach Randall et al., 1992; ergänzt um eigene Recherchen).....	24
Tabelle 3: Eingangswerte der Berechnungen.....	28
Tabelle 4: Schlammproduktion nach ATV-DVWK A 131 (2000) für einen Belebungsreaktor mit 1000 Einwohnerwerten .....	30
Tabelle 5: Schlammproduktion gemäß HSG (1989) für einen Belebungsreaktor mit 1000 Einwohnerwerten für das aerobe Mindestschlammalter .....	34
Tabelle 6: Aerobes Mindestschlammalter nach Geradi (2002).....	60
Tabelle 7: Berücksichtigung hoher Salzkonzentration in Bemessungsempfehlungen zum aeroben Belebungsverfahren .....	64
Tabelle 8: Durchschnittliche Stoffkonzentrationen des künstlichen Abwassers der Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration .....	65
Tabelle 9: Durchschnittliche Stoffkonzentrationen des Abwassers der Sequencing Batch Laboranlage zur Untersuchung des Einflusses niedriger Abwassertemperaturen.....	67
Tabelle 10: Abwasserbeschaffenheit des Zulaufs der Versuchsanlage Ölbachtal am Beispiel des Monats Februar 2006.....	68
Tabelle 11: Abwasserbeschaffenheit der Versuchsanlage Düsseldorf am Beispiel des Monats November 2007 .....	69
Tabelle 12: Versuchsreihen zur Untersuchung der Auswirkung geringer Zulaufbelastungen auf das Belebungsverfahren.....	79
Tabelle 13: Versuchsreihen zur Untersuchung von Abbauraten bei erhöhten Temperaturen .....	80
Tabelle 14: Versuchsreihen zur Ermittlung des Mindestschlammalters und der Abbauraten bei hohen Temperaturen .....	81
Tabelle 15: Versuchsreihen der Versuchsanlage Düsseldorf .....	82
Tabelle 16: Versuchsbedingungen bei der Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren.....	90
Tabelle 17: Mittlere spezifische CSB-Abbauraten der drei Versuchsphasen des Laborversuchs zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren.....	91
Tabelle 18: Mittlere NH <sub>4</sub> -N-Abbauraten der drei Versuchsphasen des Laborversuchs zur Untersuchung des Einflusses hoher Salzkonzentration auf das Belebungsverfahren.....	94

Tabelle 19: Versuchsreihen des Laborversuchs zur Untersuchung des Einflusses geringer Zulaufkonzentrationen und niedriger C : N Verhältnisse (Wöffen, 2008) .....	96
Tabelle 20: Durchschnittliche spezifische Schlammproduktion bei niedrigen Zulaufkonzentrationen .....	101
Tabelle 21: Zulauffrachten zu den drei Belebungsreaktoren zur Untersuchung des Einflusses niedriger Temperaturen beim Belebungsverfahren (Sequencing Batch Verfahren).....	102
Tabelle 22: Versuchsbedingungen des Sequencing Batch Laborversuchs zur Untersuchung des Einflusses niedriger Temperaturen beim Belebungsverfahren.....	102
Tabelle 23: Aerobes Mindestschlammalter des Sequencing Batch Laborversuchs bei Abwassertemperaturen von 3 bis 15 °C.....	104
Tabelle 24: Ammonium- und nitritoxidierende Bakterien in der suspendierten und sessilen Biomasse der SBR Laboranlage (Häufigkeitsschlüssel nach Vermicon, 2007: 1 = sehr wenige Zellen, 2 = wenige Zellen, 3 = mäßig viele Zellen, 4 = viele Zellen, 5 = sehr viele Zellen) .....	106
Tabelle 25: Minimale, mittlere und maximale Tageszulauffrachten (CSB und $N_{ges}$ ) der Versuchsanlage Ölbachtal und deren Standardabweichung (St.abw.) .....	110
Tabelle 26: Minimale, mittlere und maximale tägliche Trockensubstanz- und Biomassenkonzentration der Versuchsanlage Ölbachtal sowie deren Standardabweichung (St.abw.).....	111
Tabelle 27: Minimale, mittlere und maximale tägliche CSB-Raum- und Schlammbelastung der Versuchsanlage Ölbachtal sowie deren Standardabweichung (St.abw.).....	112
Tabelle 28: Spezifische CSB-Abbauraten CSB/BMTS bei verschiedenen Temperaturen in g/g/d ( Versuchsreihen Ölbachtal) .....	115
Tabelle 29: Mittlere spezifische Abbauraten des Ammoniumstickstoffs $NH_4$ -N/BMTS aller Versuchsreihen Ölbachtal.....	118
Tabelle 30: Mittlere spezifische Denitrifikationsraten $N_{eli}$ /BMTS aller Versuchsreihen Ölbachtal sowie deren Standardabweichung.....	121
Tabelle 31: Mittlere spezifische Denitrifikationsraten $N_{eli}$ /BMTS, Auswahl von Versuchsreihen Ölbachtal mit ausreichender Kohlenstoffversorgung.....	122
Tabelle 32: Mittlere Sauerstoffverbrauchsraten der Versuchsreihen Ölbachtal..	124
Tabelle 33: Aerobe Schlammalter, zulaufende Stickstofffrachten, Ammoniumstickstoffspitzenfaktoren und Grenzwertüberschreitungen der Versuchsreihen zum aeroben Mindestschlammalter bei 25 °C.....	134
Tabelle 34: Aerobe Schlammalter, zulaufende Stickstofffrachten, Ammoniumstickstoffspitzenfaktoren und Grenzwertüberschreitungen der Versuchsreihen zum aeroben Mindestschlammalter bei 30 °C.....	137

Tabelle 35: Tageszulaufmengen (CSB und $N_{ges}$ ) der Versuchsanlage Düsseldorf.....	140
Tabelle 36: Trockensubstanzgehalt und Biomasse bei verschiedenen Abwassertemperaturen (Versuchsanlage Düsseldorf; Versuch Nr. 1-3: $V = 39,5m^3$ ; Versuch Nr. 4-9: $V = 38m^3$ ) .....	140
Tabelle 37: CSB-Raum- und Schlammbelastung bei verschiedenen Abwassertemperaturen (Versuchsanlage Düsseldorf; Versuch Nr. 1-3: $V = 39,5m^3$ ; Versuch Nr. 4-9: $V = 38m^3$ ) .....	141
Tabelle 38: Mittlere spezifische CSB-Abbauraten CSB/BMTS für alle Versuchstemperaturen sowie deren Standardabweichung (Versuchsanlage Düsseldorf).....	144
Tabelle 39: Mittlere spezifische Abbauraten des Ammoniumstickstoffs $NH_4-N$ /BMTS bei verschiedenen Abwassertemperaturen (Versuchsreihen Düsseldorf).....	145
Tabelle 40: Mittlere spezifische Denitrifikationsraten $N_{eli}$ /BMTS bei verschiedenen Abwassertemperaturen (Versuchsreihen Düsseldorf).....	147
Tabelle 41: Spezifische Schlammproduktion BMTS/ $CSB_{eli}$ und Temperatur (Versuchsreihen Düsseldorf).....	152
Tabelle 42: Spezifische Schlammproduktion BMTS/ $CSB_{eli}$ in g/g in Abhängigkeit vom aeroben Schlammalter, vom Verhältnis $TS_0/CSB$ und von der Temperatur .....	155
Tabelle 43: Vorschlag zum aeroben Mindestschlammalter für den Temperaturbereich von 3 bis 30 °C (Nitrifikation, $B_{d,BSB5} \leq 1200$ kg/d) .....	157
Tabelle 44: Koeffizienten der Beziehung der Abhängigkeit des aeroben Mindestschlammalters von der Temperatur nach Gleichung Gl. 12 (Nitrifikation).....	158
Tabelle 45: Aerobes Mindestschlammalter berechnet nach Gl. 12 mit den geänderten Temperaturkoeffizienten im Vergleich zu den Messwerten.....	160
Tabelle 46: Vergleich der Messwerte des aeroben Mindestschlammalters und der berechneten Werte des empirischen Polynoms (Gl. 80, Nitrifikation) .....	162
Tabelle 47: $BSB_5$ und TS-Zulaufmengen der Vergleichsrechnung zum aeroben Belebungsbeckenvolumen .....	164
Tabelle 48: Schlammproduktion der Vergleichsrechnung zum aeroben Belebungsbeckenvolumen .....	164

