



Merkblätter

Band 53

Bemessung kommunaler Kläranlagen. Hinweise für die Bemessung von Belebungsanlagen mit dem Programm ARA-BER (Version 5.0)

Merkblätter

Band 53

**Bemessung kommunaler Kläranlagen
Hinweise für die Bemessung
von Belebungsanlagen mit dem
Programm ARA-BER (Version 5.0)**

Landesumweltamt NRW, Essen 2005

Impressum

Herausgeber Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
Wallneyer Str. 6 • 45133 Essen
Telefon 0201 7995 - 0
Telefax 0201 7995 - 1446
E-Mail: poststelle@lua.nrw.de
Essen 2005

Redaktion: Dipl.-Ing. Claudia Wiedenhöft
(jetzt Staatliches Umweltamt Düsseldorf)

ISSN **0947-5788** (Merkblätter)

Informationsdienste: **Umweltdaten und Fakten** aus NRW sowie **Fachinformationen** zu Umweltthemen (Wasser, Boden, Luft, Abfall, Altlasten, Anlagen / Umwelttechnik, Lärm / Erschütterungen, Radioaktivität, Licht / Elektromog, Gentechnik, Stoffdaten):

- Internet unter www.landesumweltamt.nrw.de
- Aktuelle Luftqualitätswerte: zusätzlich im
 - Telefonansagedienst (02 01) 1 97 00
 - WDR-Videotext (3. Fernsehprogramm, Tafeln 177 bis 179)

Bereitschaftsdienst: Nachrichtenbereitschaftszentrale des LUA NRW (24-Std.-Dienst):
Telefon (0201) 71 44 88

Vorwort

In der Staatlichen Umweltverwaltung Nordrhein-Westfalens wird bei der Bemessung der Belebungsstufen kommunaler Kläranlagen seit mehreren Jahren das „AbwasserReinigungs Anlagen-**BER**rechnungsprogramm“ (ARA-BER) zur statischen Bemessung von Kläranlagen als Prüfprogramm eingesetzt. Mit der Einführung der neuen Arbeitsblätter der ATV DVWK A 131 „Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen“ vom Mai 2000 und dem ATV-DVWK-A 198 „Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen“ vom April 2003 wurde das Programm ARA-BER weiterentwickelt (Version 5.0). Damit ist das dazugehörige LUA- Merkblatt Nr. 13 „Hinweise für die Bemessung von Belebungsanlagen mit dem Programm ARA-BER (Version 4.0)“ aktualisierungsbedürftig.



Mit der Hilfe einer vom LUA gebildeten Arbeitsgruppe wurde das Merkblatt ARA-BER entsprechend der neuen Erkenntnisse überarbeitet und soll so allen zuständigen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern in den Behörden die aktuellen Möglichkeiten und Grenzen der statischen Bemessung näher bringen. Um folgende wesentliche Inhalte wurde das neue Merkblatt erweitert:

- externe Kohlenstoffquelle
- Berechnung der Nachklärbecken nach ATV-DVWK-A 131 neu
- Sensitivität ausgewählter Parameter
- Hinweise zur Nachrechnung bestehender Anlagen.

Auf umfangreiche Bemessungsbeispiele wurde aufgrund der praktischen Erfahrungen verzichtet. Mit der Fortschreibung des LUA- Merkblatt Nr. 13 soll die Bemessung von Kläranlagen weiterhin erleichtert werden und auf diesem Weg zu einer effektiven Durchführung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen beitragen. Bei den Mitgliedern der Arbeitsgruppe bedanke ich mich für die geleistete Arbeit.

A handwritten signature in black ink that reads "Harald Irmer". The signature is written in a cursive, flowing style.

Essen, den 8.7.2005

Dr.-Ing. Harald Irmer
Präsident des
Landesumweltamtes NRW

Inhalt

Impressum	2
Vorwort	3
Inhalt	5
1 Einleitung	7
2 Datengrundlagen, Probenahme und Analytik	9
2.1 Datengrundlagen	9
2.1.1 Parameterauswahl	9
2.1.2 Probenahmestelle und Bewertung der Messergebnisse	10
2.2 Hinweise zu Einzelparametern	11
2.2.1 Stickstoff	11
2.2.2 Abfiltrierbare Stoffe	12
3 Eingangs- und Kontrollwerte für das Bemessungsprogramm ARA-BER	15
3.1 Kläranlagenzulaufwerte	15
3.2 Wirkungsgrade der Vorreinigung bei Trockenwetter	16
3.2.1 Vorklärung	16
3.2.2 Vorfällung mit Metallsalzen	17
3.2.3 Biologische Vorbehandlung	17
3.3 Eingabeparameter und Standardwerte mit Warngrenzen	18
3.3.1 Zulauf zur Belebungsstufe	18
3.3.2 Nachklärbecken	18
3.3.3 Überwachungs- und Berechnungswerte	19
3.4 Schlammfraktionen bei der P-Elimination	21
3.5 Kinetische und stöchiometrische Parameter	21
4 Hinweise zur Berechnung	23
4.1 Allgemeines	23
4.2 Eingabeparameter N-DN Stufe	23
4.2.1 Bemessungstemperatur	23
4.2.2 Säurekapazität $KS_{4,3}$	24
4.2.3 Schwankungsfaktor	24
4.2.4 Prozesswasser	25
4.2.5 β -Mol-Verhältnis	26
4.3 Externe Kohlenstoffquellen	26
4.3.1 Allgemein	26
4.3.2 Bemessungstechnische Auswirkungen der Reduzierung des Stickstoffablaufwertes von 18 mg/l auf 13 mg/l	27
4.4 Kaskadendenitrifikation	30
5 Sensitivität ausgewählter Parameter	33
6 Hinweise zur Nachrechnung bestehender Anlagen	35
7 Literatur	37

1 Einleitung

Das Bemessungsprogramm ARA-BER in der vorliegenden Version 5.0 basiert auf einem Algorithmus für die Bemessung der Belebungsstufe kommunaler Kläranlagen mit Nitrifikation und Denitrifikation im Geltungsbereich des Anhangs 1 der Abwasserverordnung (AbwV) in der zum Zeitpunkt der Drucklegung gültigen Fassung. Dieser Algorithmus wurde im Zuge des Erfahrungsaustausches deutschsprachiger Hochschulen (HSG) entwickelt [1,2,3].

Mit der Programmversion 5.0 können die folgenden Verfahren bzw. Reinigungsstufen der biologischen Abwasserreinigung berechnet werden:

- **Einstufige Belebungsanlagen :**
Es können Belebungsanlagen mit vorgeschalteter oder simultaner Denitrifikation, mit alternierender und intermittierender Belüftung sowie mit simultaner aerober Schlammstabilisierung bemessen werden. Der Hochschulgruppenansatz ist nicht für die Bemessung von Belebungsstufen zur ausschließlichen Kohlenstoffelimination geeignet.
- **Mehrstufige Belebungsanlagen:**
- **Wie in den vorangegangenen Versionen kann die Reinigungsleistung einer vorgeschalteten Reinigungsstufe (z.B. A-Stufe) durch die Angabe der Wirkungsgrade der Vorreinigung bei der Bemessung der nachfolgenden biologischen Stufe berücksichtigt werden. Veränderungen in der Abbaubarkeit des Abwassers werden nicht berücksichtigt.**
- **Nachklärung:**
Die optionale Bemessung der Nachklärbecken erfolgt nach dem Ansatz des maßgebenden Arbeitsblattes ATV DVWK A 131 [4].
- **Vermehrte biologische Phosphorelimination:**
Mit der Version 5.0 von ARA-BER ist die Bemessung der anaeroben Beckenzone für die vermehrte biologische Phosphorelimination nach Ansätzen von Wentzel [5], Boll [6] und der ATV-Arbeitsgruppe 2.6.6 [7] möglich. Hierbei werden bisher nur Hauptstromverfahren berücksichtigt. Mit den genannten Bemessungsansätzen ist eine Vorhersage der Bio-P-Eliminationsleistung nicht möglich. Daher muss weiterhin die Wirkung der biologischen Phosphorelimination durch den Wert i_P (3 bis 8 %) abgeschätzt werden.
- **Kaskadendenitrifikation:**
Die Bemessung von Kaskadendenitrifikationsanlagen ist mit verschiedenen Zulaufaufteilungen (individuelle Aufteilung) auf bis zu 8 Kaskadenbecken möglich. Hierbei sind in der Praxis nur 2er- bis 4er-Kaskaden sinnvoll. Die Bemessung erfolgt ausschließlich unter Berücksichtigung der TS-Erhöhung in den ersten Kaskadenbecken.
- **SBR-Anlagen:**
Anlagen nach dem SBR-Verfahren (Sequencing batch reactors) können mit ARA-BER wie eine intermittierend belüftete Anlage bemessen werden. Hierbei werden nur die Reaktionsvolumina berechnet, die Absetzvorgänge bleiben unberücksichtigt. In diesem Zusammenhang sollte das entsprechende Merkblatt ATV M 210 [8] beachtet werden.

Das Bemessungsprogramm ARA-BER beruht auf einem „statischen“ Modellansatz zur Beschreibung der physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge in Belebungsanlagen. Es ermöglicht auf der Basis der BSB₅-, der TS- und der N- Fracht im Zulauf eine hinreichend genaue Bemessung der erforderlichen Beckenvolumina der Belebungs- und Nachklärbecken. Die Anwendung des Programms setzt die Kenntnis wesentlicher Bemessungsparameter bzw. -werte voraus. Diese Daten sollen möglichst exakt die örtliche Situation widerspiegeln. Nicht zuletzt aus wirtschaftlichen Gründen wird deshalb ausdrücklich empfohlen, die Daten auf der Basis zeitnaher Abwasser- und Prozesswasseranalysen der zu dimensionierenden Kläranlage zu ermitteln. Zur Herleitung der Bemessungswerte wird auf das entsprechende Arbeitsblatt ATV DVWK A 198 [9] verwiesen. Ferner enthält das Arbeitsblatt ATV DVWK A 131 [4] wertvolle Hinweise zu den planerischen und betrieblichen Aspekten einer Planung. Zu den Details des Bemessungsansatzes wird auf das Benutzerhandbuch zu ARA-BER bzw. die On-line-Hilfe verwiesen.

Ab der Version 5.0 sind u.a. die folgenden bemessungsrelevanten Änderungen bzw. Erweiterungen zu beachten:

- Das Arbeitsblatt ATV DVWK A 131 [4] wurde in der Fassung vom Mai 2000 in das Programm implementiert. Entsprechend den dort aufgeführten Neuerungen können Werte für den Sicherheitsfaktor und für die Nitratablaufkonzentration eingegeben werden. Diese Eingaben wirken sich nicht auf die Berechnung nach dem Hochschulgruppenansatz aus.
- Der in der Maske für die Ablaufanforderungen einzugebende Phosphorablaufwert wird jetzt als Überwachungswert bezeichnet, da der Bemessungsansatz aufgrund der Summation des Fällschlammanfalles über ein Schlammalter Sicherheitsreserven bietet.
- Abweichend von früheren Versionen wird der Atmungserhöhungsfaktor für jede Kaskadenstufe getrennt berechnet.
- Eine Dosierung externer Kohlenstoffquellen wird bei den Eingabemasken und im Bemessungsalgorithmus gesondert berücksichtigt.

Die nachfolgend dargestellten Eingangs- und Kontrolldaten sowie Hinweise zur Berechnung wurden auf der Basis des LUA-Merkblattes Nr. 13 in der Version vom September 1997 [10] von einer Arbeitsgruppe erstellt, der folgende Mitglieder angehörten:

Herr Dipl.-Ing. Alt	Hydro-Ingenieure GmbH, Düsseldorf
Herr Dipl.-Ing. Bürgel	Staatliches Umweltamt Düsseldorf
Herr Dipl.-Ing. Seyfried	ISA der RWTH Aachen
Herr Dipl.-Ing. Sürder	Staatliches Umweltamt Minden
Herr Dr.-Ing. Thöle	Ruhrverband, Essen
Frau Dipl.-Ing. Wiedenhöft (Sprecherin)	Landesumweltamt NRW, Essen (jetzt Staatliches Umweltamt Düsseldorf)

2 Datengrundlagen, Probenahme und Analytik

2.1 Datengrundlagen

Die Qualität der Bemessung wird entscheidend von den zugrunde liegenden Daten geprägt. Daher sollte vorrangig auf konkrete Messdaten zurückgegriffen werden. Nur in Ausnahmefällen oder für erste orientierende Berechnungen sollten Literaturangaben; d.h. einwohnerspezifische Werte, benutzt werden. Zum Abgleich und zur Plausibilitätsprüfung von Messergebnissen kann ebenfalls auf spezifische Werte zurückgegriffen werden.

2.1.1 Parameterauswahl

Neben dem Abwasservolumenstrom sind Informationen über die folgenden chemischen und physikalischen Größen mindestens erforderlich:

- Jahrganglinie der Abwassertemperatur im biologischen Reaktor
- Chemischer Sauerstoffbedarf
- Biochemischer Sauerstoffbedarf
- Stickstoff
- Phosphor
- Abfiltrierbare Stoffe

Ergänzend:

- pH- Wert
- Leitfähigkeit
- Säurekapazität

Dabei ist man im Rohabwasser, mit Ausnahme der Parameter Temperatur, pH- Wert und Leitfähigkeit, i.d.R. auf Labormessungen angewiesen. Eine Ausnahme hiervon ist die bereits erfolgreich eingesetzte Online-Messung des spektralen Absorptionskoeffizienten (SAK), bei der eine abwasserspezifische Korrelation zum gelösten CSB vorliegt. Es sind allerdings Sonden in der Entwicklung bzw. Erprobung, mit denen die Online-Messung z.B. für die Parameter CSB und $\text{NH}_4\text{-N}$ möglich sein wird.

Für überwiegend kommunal geprägtes Abwasser gibt die nachfolgende Tabelle 2.1 einen Überblick über typische einwohnerspezifische Frachten. Insbesondere durch saisonale Einflüsse, aber auch durch Industrie- und Gewerbeanteile können diese spezifischen Frachten erheblichen Schwankungen unterworfen sein.

Tabelle 2.1: Einwohnerspezifische Frachten, die an 85% der Tage unterschritten werden, ohne Berücksichtigung des Schlammwassers (ATV DVWK A 131; [4])

Parameter	Einheit	Rohabwasser	Durchflusszeit in der Vorklärung bei $Q_{T,2h,max}$	
			0,5 bis 1,0 h	1,5 bis 2,0 h
BSB ₅	g/E*d	60	45	40
CSB	g/E*d	120	90	80
TS	g/E*d	70	35	25
TKN	g/E*d	11	10	10
P	g/E*d	1,8	1,6	1,6

Als erste grobe Datenbasis, z.B. zur Bildung von Verhältniswerten einzelner Parameter, können die nach der Selbstüberwachungsverordnung [11] ermittelten Betriebskenndaten dienen. Diese Daten dürften aber als Grundlage für die Bemessung einer Anlage nur dann ausreichen, wenn der Betreiber den Umfang der geforderten Untersuchungen aus eigenem Interesse erheblich verstärkt und insbesondere anstatt der gebräuchlichen Stichproben mengen- oder zumindest zeitproportionale 24 h-Mischproben genommen hat. Auch ist es sehr schwierig, bereits vorliegende Messwerte des Betriebes rückwirkend auf Plausibilität und Belastbarkeit zu prüfen, da zum Betrachtungszeitpunkt oft bestimmte Randbedingungen (Wetter, Betrieb der Schlammmentwässerung etc.) nicht mehr exakt nachvollziehbar sind.

Es wird daher empfohlen, für die Bemessung oder Überprüfung einer Anlage ein Intensivmessprogramm durchzuführen (siehe auch Arbeitsblatt ATV DVWK A 198 [9], Kapitel 3.1 und 4.3). Erfahrungen aus anderen Bereichen zeigen, dass die Kosten hierfür durchaus mit denen konkurrieren können, die eine belastbare Verifizierung vorhandenen Betriebsdaten verursacht.

2.1.2 Probenahmestelle und Bewertung der Messergebnisse

Der Festlegung der Probenahmestelle für die Durchführung von Messungen kommt besondere Bedeutung zu. Die Messungen im Kläranlagenzulauf sollten nach Rechen und Sandfang erfolgen, um einen störungsarmen Betrieb der Probenahmegeräte zu erzielen. Auch ist darauf zu achten, dass bei der Förderung des Probevolumens nicht zu lange Saugleitungen oder zu große geodätische Förderhöhen realisiert werden, da es hier zu einer Entmischung der Abwasserinhaltsstoffe kommen kann. Dies spielt insbesondere bei den abfiltrierbaren Stoffen eine Rolle.

Die jeweilige Art des Betriebes der Schlammmentwässerung spielt oft eine entscheidende Rolle für Größe und zeitliches Auftreten der Rückbelastung einer Anlage. Daher sollte gleichzeitig die Stelle so gewählt werden, dass die Rückbelastung aus der Schlammmentwässerung nicht mit erfasst wird. Für die Messung der Rückbelastung ist - insbesondere auch zur Beurteilung von Bewirtschaftungsmaßnahmen, Ermittlung von Stossfaktoren - eine gesonderte Probenahmestelle erforderlich.

Die Probenahmegeräte sind sorgfältig zu überwachen und zu betreuen, um einen kontinuierlichen und störungsfreien Betrieb zu sichern.

Wichtig ist auch, dass die Ergebnisse zeitnah ermittelt und gleich anschließend auf Plausibilität geprüft werden. Dies kann durch:

- Vergleich mit bereits vorliegende Daten,
- Vergleich mit spezifischen Werten,
- Berechnung der Verhältnisse der Parameter untereinander, CSB/TOC; CSB/N etc.

erfolgen. Die Ursachen für erhebliche Abweichungen von Vergleichswerten sind zu ermitteln und zu dokumentieren. Falls erforderlich, muss das Messprogramm ergänzt oder modifiziert werden.

Da für die Bemessung Frachten ermittelt werden müssen, sind auch die Randbedingungen bei der Messung des Abwasservolumenstroms wichtig. Hier sollte vor einer Messkampagne die Mengenummessung eingehend überprüft werden. Dies gilt auch bei der Verwendung vorhandener Daten.

2.2 Hinweise zu Einzelparametern

2.2.1 Stickstoff

Eine Übersicht über die Stickstoffparameter und deren Analytik gibt das folgende Abbildung 2.1:

org N	TK N	TN _b
NH ₄ -N		
NO ₃ -N	NO ₃ -N	
NO ₂ -N	NO ₂ -N	

Abbildung 2.1: Stickstoff-Fractionen im Abwasser

Bisher wurde zur Bestimmung der Bemessungsfracht des Gesamtstickstoffs der Parameter TKN benutzt. Dabei wird nur die Summe der reduzierten Stickstoffverbindungen NH₄-N und org. N bestimmt. Die oxidierten Stickstoffverbindungen NO_x werden nicht erfasst; diese sind aber in der Regel auch nicht in signifikanten Konzentrationen im Rohabwasser vorhanden.

Bei der Durchführung von Intensivmessprogrammen kann der Gesamtstickstoff mittels des Verfahrens zur Bestimmung des gesamten gebundenen Stickstoffs TN_b [12] oft preiswerter bestimmt werden. Dabei werden alle Verbindungen erfasst, das Verfahren ist sehr gut automatisierbar und lässt die schnelle Verarbeitung einer großen Anzahl von Proben zu.

Bedingt durch bestimmte Industriebranchen kann es im Einzelfall zu erhöhten Werten von NO_x im Rohabwasser kommen. In diesem Fall müssen dann (da ggf. bemessungsrelevant) NO₂-N und NO₃-N gesondert bestimmt werden.

Durch Einflüsse aus dem industriell-gewerblichen Bereich, z.B. der Holzverarbeitenden Industrie, besteht ebenfalls die Möglichkeit, dass der Anteil des organisch gebundenen Stickstoffs im Abwasser sehr hoch und darüber hinaus auch in einer Form gebunden ist, die weitgehend inert ist. Es kommt dann im Verlauf der Abwasserreinigung nicht zu einer Ammonifikation dieses organisch gebundenen Stickstoffs, er gelangt dann in den Ablauf. Dies sollte - wenn relevante Größenordnungen erreicht werden-, bei der Bemessung berücksichtigt werden. Der Anteil kann durch Abbautests ermittelt werden.

2.2.2 Abfiltrierbare Stoffe

Die möglichst exakte Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe ist im Hinblick auf deren Bedeutung für das Schlammalter von erheblichem Interesse. Die Bestimmung kann sowohl mittels direkter als auch mittels indirekter Methoden erfolgen.

a) Direkte Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe

Für die direkte Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes gibt es mehrere Verfahren (siehe auch [13]):

Tabelle 2.2: Verfahren zur direkten Bestimmung abfiltrierbarer Stoffe

Bezeichnung	Norm	Konser- vierung	Analyse spätes- tens nach	Bemerkung
Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes	DIN 38409-2 März 1987 [14]	(2- 5)°C	36 h	Filtration mittels Papierfilter/Membranfilter Porenweite 0,45µm
Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes	DIN 38409-2 März 1987 [14]	(2- 5)°C	36h	Filtration mittels Glasfaserfilter
Bestimmung suspendierter Feststoffe, Verfahren zur Abtrennung mittels Glasfaserfilter	DIN EN 872 März 1996 [15]	<8 °C	24 h	Filtration mittels Glasfaserfilter, Porenweite von 0,3 bis 1 µm

Bei der Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe sollte bei der Membranfiltration die Porenweite von 0,45 µm verwendet werden. Dies gilt analog auch für den Bereich der Glasfaserfilter. Damit wird dann ein Anteil von >99 % erfasst. Darüber hinaus baut sich bei allen Filtrationsverfahren eine zusätzlich wirkende Filterschicht durch die bereits abfiltrierten Stoffe auf.

Probleme bei der Filtration können verursacht werden durch:

- sehr hohe Feststoffgehalte (>1000 mg/l)
- Proben, die Öle und/oder Fette enthalten
- grobe Feststoffe

In der Regel ist dies durch eine entsprechende Probenvorbereitung zu beseitigen, eine Möglichkeit besteht auch im stufenweisen Filtrieren der Proben.

Bei der nach der DIN EN 872 [15] bestimmten Massenkonzentration der abfiltrierbaren Stoffe ist zu beachten, dass das Ergebnis der Bestimmung mehr von der Art der Probe als von der Art des Analyseverfahrens selbst abhängt. Darüber hinaus kann auch ein Einfluss der jeweils verwendeten Filter (oft firmenspezifisch) und dessen Herstellungsart nicht ausgeschlossen werden. Daher ist es erforderlich, dass im Rahmen einer Messkampagne/eines Intensivmessprogramms die Filterart für alle Probenahmestellen eindeutig festgelegt werden und über den Messzeitraum beibehalten werden muss. Diese Forderung ergibt sich aus der DIN EN 872 [15], wo es heißt:

„Darüber hinaus ist zu beachten, dass die Verteilung der Partikelgrößen in verschiedenen Proben in weiten Grenzen streut. Es gibt daher keine Korrelation zwischen mit verschiedenen Filtern erhaltenen Ergebnissen und es kann kein Umrechnungsfaktor von den Ergebnissen mit einem Filter auf Ergebnisse mit anderen Filtern angegeben werden.“

b) Indirekte Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe

TS-Sonden werden bisher überwiegend im Bereich der Schlammbehandlung oder zur Überwachung des Trockensubstanzgehaltes im Belebungsbecken eingesetzt. Messung sind mit diesen Sonden in einem Konzentrationsbereich von 0,001 mg/l bis 150 g/l möglich. Da, wie oben beschrieben, die direkte Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe im Labor relativ aufwendig und kaum zu automatisieren ist, kann im Rahmen einer Messkampagne bzw. eines Intensivmessprogramms auch der Einsatz von TS- Sonden im Zulauf realisiert werden [16].

Zum Einsatz kommen hier verschiedene Verfahren bzw. deren Kombination:

- Ultraschallmessverfahren
- Radiometrische Messverfahren
- Optische Messverfahren

Der Vorteil der Sonden ist, dass ohne Probenahme- und Analyseaufwand eine durchgängige Ganglinie erzeugt werden kann. Auch hier ist auf möglichst zeitnahe Plausibilitätsprüfung mittels direkter Messmethoden und verstärkte Wartung der Sonde zu achten. Bei bereits vorhandenen Sonden kann auf deren Daten nach einer Kalibrierung ergänzend zurückgegriffen werden.

3 Eingangswerte und Kontrollwerte für das Bemessungsprogramm ARA-BER

3.1 Kläranlagenzulaufrwerte

Tabelle 3 1: Eingangswerte

Kurzzeichen	Bezeichnung	Einheit
Q_S	Schmutzwasserabfluss	m ³ /h
Q_F	Fremdwasserabfluss	m ³ /d
$Q_{T,d}$	Trockenwetterabfluss	m ³ /d
$Q_{T,h,max}$	maximaler stündlicher Trockenwetterabfluss	m ³ /h
Q_M	Mischwasserabfluss	m ³ /h
$B_{d,BSB5}$	BSB ₅ -Fracht	kg/d
$B_{d,orgN}$	orgN-Fracht	kg/d
$B_{d,NH4}$	NH ₄ -N-Fracht	kg/d
$B_{d,NO3}$	NO ₃ -N-Fracht	kg/d
$B_{d,P}$	P-Fracht	kg/d
$B_{d,TS}$	TS-Fracht	kg/d
$S_{KS4,3}$	Säurekapazität	mmol/l

Tabelle 3 2: Kontroll- bzw. Erfahrungswerte

Bezeichnung	Einheit	Wert
$x = Q_{S,x} / Q_S$	h/d	12 - 20
Einwohnerspezifischer Schmutzwasseranfall $w_{S,d}$	l/(E·d)	100 - 150
Fremdwasseraufschlag bezogen auf Q_S	%	50 - 100
Q_M/Q_T	-	1,5 - 2
BSB ₅ (einwohnerspezifisch)	g/(E·d)	50 - 60*)
KN (einwohnerspezifisch)	g/(E·d)	11 - 12
davon NH ₄ -N-Anteil	%	50 - 80
NO ₃ -N (einwohnerspezifisch)	g/(E·d)	0
P (einwohnerspezifisch)	g/(E·d)	1,5 - 2,0
TS (einwohnerspezifisch)	g/(E·d)	70

*) 60 g BSB₅/ E·d ist der Rechenwert gemäß Richtlinie 91/271/EWG [17]

3.2 Wirkungsgrade der Vorreinigung bei Trockenwetter

Die Kläranlagenzulaufwerte (siehe Kapitel 3.1) stellen Rohabwasserdaten dar, die gleichzeitig, wenn für die Vorreinigung keine Wirkungsgrade angesetzt werden, den Zulaufdaten für die biologische Reinigungsstufe entsprechen. Hingegen ist bei Substratzugaben, z.B. von externen Kohlenstoffquellen, oder bei Rückbelastungen, z.B. aus der Schlammbehandlung oder aus der Vorversäuerung, zu beachten, dass in diesen Fällen die Fracht im Ablauf der Vorklärung, in Abhängigkeit der Dosierstelle, nicht identisch mit der Fracht im Zulauf zur Belebungsstufe sein muss.

Im Bemessungsprogramm ARA-BER wird zwischen drei möglichen Arten der Vorreinigung mit jeweils entsprechend anzugebenden Wirkungsgraden unterschieden:

- Vorklärung
- Vorfällung
- biologische Vorreinigung

Die in den nachfolgenden Unterpunkten für die entsprechende Art der Vorreinigung angeführten Wirkungsgrade stellen jeweils den Gesamtwirkungsgrad zwischen Zulauf Rohabwasser und Zulauf Belebungsstufe dar. Dies bedeutet, dass z.B. bei einer Vorfällung die Vorklärwirkung mit eingeschlossen ist. In die entsprechende Maske im Bemessungsprogramm wird der Gesamtwirkungsgrad eingegeben.

3.2.1 Vorklärung

Hinweise:

- Der Wirkungsgrad der Vorklärung ist nicht allein von der Durchflusszeit abhängig, sondern auch von den örtlichen Verhältnissen des Kanalnetzes. So können z.B. bei flachen Kanalnetzen Ablagerungen, Speichervorgänge etc. auftreten, die bei Regenwetter zu einer Änderung des Wirkungsgrades führen. Die in der folgenden Tabelle vorgeschlagenen Wirkungsgrade sollten allerdings nur in begründeten Einzelfällen geändert werden.
- Bei Vorklärbecken hat die konstruktive Gestaltung erhebliche Auswirkungen auf den anzusetzenden Wirkungsgrad. Es werden daher dort, wo es örtlich möglich ist, großtechnische Versuche zur Ermittlung des Wirkungsgrades empfohlen. In diesem Fall sollten die ermittelten Wirkungsgrade und die nicht in ARA-BER voreingestellten Werte zur Bemessung genutzt werden.

Falls Zulaufwerte zur Belebungsstufe vorhanden sind, sollten diese direkt angesetzt werden, wenn die bestehende Vorklärstufe beibehalten oder in einer der bestehenden Vorklärung vergleichbaren Form realisiert werden soll.

- Falls weder Zulaufwerte noch Versuchsergebnisse vorliegen, kann die folgende im Programm ARA-BER implementierte Tabelle 3.3 benutzt werden.

Tabelle 3.3: Wirkungsgrad in Prozent bei Durchflusszeit t , bezogen auf $Q_{T,2h,max}$

	t = 0,5 h	t = 1,0 h	t = 2,0 h
BSB ₅	20	25	30
orgN *)	20	25	30
P	10	15	20
TS	40	50	60

*) Elimination ausschließlich durch Sedimentation, nicht Ammonifikation (andere Stickstoffkomponenten, wie NH₄-N und NO₃-N, sedimentieren nicht)

3.2.2 Vorfällung mit Metallsalzen

Die folgende Tabelle 3.4 kann erste Anhaltswerte für den erzielbaren Wirkungsgrad einer Vorfällung einschließlich der Sedimentationswirkung liefern. Wegen der großen Spannweite der Werte empfiehlt es sich Versuche durchzuführen.

Tabelle 3.4: Wirkungsgrade einer Vorfällung mit Metallsalzen bei Durchflusszeit $t \geq 1,0$ h, bezogen auf $Q_{T,2h,max}$

	Wirkungsgrad %
BSB ₅	40 - 70
orgN	25 - 40
P	50 - 90
TS	60 - 80

3.2.3 Biologische Vorbehandlung

Es werden keine Wirkungsgrade vorgegeben, da die Verfahren zur biologischen Vorbehandlung, z.B. Vorversäuerung oder Adsorptionsstufe, stark unterschiedliche Reinigungsleistungen erbringen. Wegen der großen Spannweite der Werte empfiehlt es sich Versuche durchzuführen. Der letztendlich angesetzte Wirkungsgrad beinhaltet, wie schon unter 0 angeführt, die Vorklärwirkung.

3.3 Eingabeparameter und Standardwerte mit Warngrenzen

3.3.1 Zulauf zur Belebungsstufe

Tabelle 3.5: Standardwerte und Warngrenzen für die Belebungsbeckenbemessung

Kurzzeichen	Bezeichnung	Einheit	Min.	Standard	Max
T	Bemessungstemperatur	°C	8	Nur Nitrifikation: 10 (I) Nitrifikation und Denitrifikation: 12 (II)	20
TS _R bzw. TS _{BB}	TS im Belebungsbecken	kg/m ³	2	3,5	5
S _{KS4,3}	Säurekapazität	mmol/l	5	8	-
S	Schwankungsfaktor (siehe auch Kapitel 0)	-	1,5	1,7 - 2,0 (III)	2,3
S _{BSB} /C _N	Verhältnis von BSB ₅ zu N	-	3,5	5	-
r _X	Faktor für die Stickstoffrückbelastung (siehe auch Kapitel 0)	-	0	0,5	1,0

(I) siehe auch ATV-DVWK-A 131 [4]; Kapitel 5.2.1.2

(II) siehe auch ATV-DVWK-A 131 [4]; Kapitel 5.2.1.3

(III) je nach Kläranlagengröße und Struktur des Einzugsgebietes, d.h. S = 2,0 für Ausbaugrößen \leq 20 000 E und S = 1,7 für Ausbaugrößen > 100 000 E

3.3.2 Nachklärbecken

Die Bemessungsregeln für die Nachklärbecken von Belebungsanlagen sind im überarbeiteten Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 [4] unter Berücksichtigung der Anwendungsgrenzen angegeben. Folgende wesentliche Ergänzungen und Änderungen gegenüber der Ausgabe Februar 1991 [18] wurden vorgenommen:

- Ablauf der Planung und Bemessung
- Erhöhung der zulässigen Schlammvolumenbeschickung (horizontal $q_{SV} \leq 500$ statt $450 \text{ l/m}^2 \cdot \text{h}$, vertikal $q_{SV} \leq 650$ statt $600 \text{ l/m}^2 \cdot \text{h}$)
- Integration der Bemessung der Räumereinrichtung im Nachklärbecken.
- Änderung der Ermittlung der Tiefe der Eindick- und Räumzone. Die Berechnung erfolgt über den TS-Gehalt des Bodenschlammes.
- Änderung der Bezeichnungen der Teiltiefen bzw. Teilvolumina:
 h_1, V_1 : Klarwasser- und Rückströmzone
 h_2, V_2 : Trenn- und Rückströmzone
 h_3, V_3 : Dichtestrom- und Speicherzone
 h_4, V_4 : Eindick- und Räumzone

$$RF_i = \frac{\sum_{k=1}^i Q_{RS_k} + \sum_{k=1}^i Q_{ZB_k} - Q_{ZB_i}}{Q_{ZB_i}} + RZ_i$$

Abbildung 3.1: Funktionale Beckenzonen in vertikal und horizontal durchströmten Nachklärbecken

Die nach den Erkenntnissen des LUA NRW zu empfehlenden Grenzen für die Bemessungswerte sind in der folgenden Tabelle 3.6 zusammengefasst:

Tabelle 3.6: Standardwerte und Warn Grenzen für die Nachklärbeckenbemessung

Bezeichnung	Einheit	Min.	Standard	Max.
Schlammindex ISV	ml/g	75	100	180
Rücklaufverhältnis RV bei Q_M	-	-	0,75 bis 1,5	-
Eindickzeit t_E	h	1,5	2,0	2,5 (I)
Schlammvolumenbeschickung q_{SV}	l/m ² *h	-	500/650 (II)	500/650 (II)
TS_{RS} / TS_{BS}	-	-	0,7	(III)

- (I) nur bei weitestgehender Denitrifikation (s. ATV-DVWK-A 131 [4], S. 27, Tabelle 10)
- (II) je nach Bauart des Nachklärbeckens: vertikal/horizontal
- (III) Wegen des großen Einflusses von TS_{RS}/TS_{BS} auf die Beckengröße sollten bei Überschreitung des Standardwertes strömungstechnische Untersuchungen durchgeführt werden.

3.3.3 Überwachungs- und Berechnungswerte

Basis für die Überwachungswerte ist der Anhang 1 der Abwasserverordnung [19] in der zum Zeitpunkt der Drucklegung gültigen Fassung. Die folgende Tabelle 3.7 zeigt typische Überwachungs- und Berechnungswerte.

Tabelle 3.7: Typische Überwachungs- und Berechnungswerte für den Hochschulgruppenansatz

Bezeichnung	Ausbaugröße	Einheit	Überwachungswert	Berechnungswert in der Tagesspitze	Berechnungswert im Tagesmittel
anorgN	<100.000 E	mg/l	18	18	12
anorgN	≥100.000 E	mg/l	13	13	8,7
NH ₄ -N		mg/l	5 – 10	5 – 10	1 - 2
NO ₃ -N	<100.000 E	mg/l	-	-	10
NO ₃ -N	≥100.000 E	mg/l	-	-	6,7
P	<100.000 E	mg/l	2	2	2
P	≥100.000 E	mg/l	1	1	1

Die Berechnungswerte für die Tagesspitze bzw. das Tagesmittel werden für eine Überwachungstemperatur von 10-12° C beispielhaft wie folgt abgeschätzt:

Überwachungswert ist	anorgN	=	18	mg/l
dividiert durch das Verhältnis von Spitzen- zu Tagesmittelwert verbleibt		=	1,5	
abzüglich	anorgN	=	12	mg/l
	NH ₄ -N	=	2	mg/l (mittlerer Rechenwert)
verbleibt	NO ₃ -N	=	10	mg/l (im Mittel)

- NH₄-N - Berechnungs-Spitzenwert:
Modelltechnisch wird von einer 2h-Mischprobe ausgegangen. Nach derzeitigem Kenntnisstand gilt dieser Wert auch bei der qualifizierten Stichprobe.
- NO₃-N mittlerer Rechenwert:
Als Zielgröße für NO₃-N muss aufgrund des Bemessungsalgorithmus der 24h-Tagesmittelwert angesetzt werden.
- Für Überwachungswerte anorgN < 18 mg/l wird auf das Kapitel 0 hingewiesen.
- Soweit weitergehende Anforderungen Bemessungs-Spitzenwerte für NH₄-N < 3,0 mg/l und Mittelwerte für NO₃-N < 5 mg/l bedingen, erfordert dies ein anderes Bemessungsverfahren.

3.4 Schlammfraktionen bei der P-Elimination

Phosphor wird hauptsächlich auf drei Wegen im Schlamm gebunden:

- **Biologische Inkorporation von Phosphor**
Bei jedem Zellwachstum wird Phosphor in die Zellen eingebaut. Es werden dadurch in etwa 3 % Phosphor (HSG-Ansatz: bezogen auf die aktive Biomasse) bzw. 1% Phosphor (ATV-DVWK-A 131: bezogen auf $C_{BSB,ZB}$) inkorporiert. Die Bezugsgrößen sind also unterschiedlich. Da der so inkorporierte Phosphor ein Zellbestandteil ist, wurde er schon von jeher bei der Überschussschlammproduktion automatisch berücksichtigt.
- **Verstärkte biologische P-Inkorporation (Bio-P)**
Analog zur „normalen“ P-Inkorporation (s.o.) unterscheiden sich die Bezugsgrößen zwischen dem HSG-Ansatz und dem ATV-DVWK-A 131 (Zellmasse bzw. $C_{BSB,ZB}$). Bei der verstärkten biologischen P-Inkorporation (Bio-P) wird der Phosphor in Form von Polyphosphaten in der Zelle gespeichert. Bislang wurde die dadurch resultierende Schlammproduktion vernachlässigt. In der Neufassung des ATV-DVWK-A 131 wird diese zusätzliche Schlammproduktion aufgrund dieser Speicherstoffe mit 3 g TS/g P berücksichtigt. Bei dem HSG-Ansatz kann diese Schlammproduktion ebenfalls angesetzt werden.
- **Chemische Fällung von Phosphor**
Der aus der chemischen Fällung erzeugte Fällschlamm wird bei den Ansätzen der ATV und der HSG gleichermaßen anhand empirischer Formeln berücksichtigt.

3.5 Kinetische und stöchiometrische Parameter

Die im folgenden angeführten kinetischen und stöchiometrischen Parameter sind mit dem Algorithmus der Hochschularbeitsgruppe (HSG-Ansatz) unmittelbar gekoppelt. Die Größe dieser Parameter weichen zum Teil von denen der dynamischen Simulation, z.B. aus dem IWA-Modell Nr. 1 [20], stark ab!

Tabelle 3.8: Kinetische und stöchiometrische Parameter des HSG-Ansatzes

Kurzzeichen	Bezeichnung	Einheit	Wert
$\mu_{\max, A}$	Maximale Wachstumsgeschwindigkeit der autotrophen Bakterien (Nitrifikanten)	l/d	0,52
K_N	Halbwertskonzentration für μ_{\max}	mg N/l	0,7
b_A	Sterberate der autotrophen Bakterien	l/d	0,05
b_H	Sterberate der heterotrophen Bakterien	l/d	0,17
$f_{T,A}$	Temperaturfaktor für μ_A	-	1,103
$f_{T,bA}$	Temperaturfaktor für b_A	-	1,09
$f_{T,bH}$	Temperaturfaktor für b_H	-	1,073
Y_A	Ertragskoeffizient; autotrophen Biomasse (X_A)	kg TS/kg N	0,15
Y_H	Ertragskoeffizient; heterotrophen Biomasse (X_H)	kg TS/kg BSB ₅	0,75
f_D	Reduktion der Atmung im anoxischen Becken	-	0,75
f_P	Anteil des nicht abbaubaren T_{S0}	-	0,6
i_B	Anteil N in der aktiven Biomasse ($X_A + X_H$)	kg TS/kg TS	0,12
i_I	Anteil N im inerten Material (X_I)	kg TS/kg TS	0,01
i_P	Anteil P in der aktiven Biomasse ($X_A + X_H$)	kg TS/kg TS	0,03
f_I	inertes Anteil aus dem Zerfall	-	0,2
$f_{OV,S}$	Spezifische Substratatemungsrate	-	0,56
$f_{OV,e}$	Spezifische endogene Atmungsrate	kg O ₂ /(kg TS*d)	0,20
f'	Sicherheitsfaktor	-	1,25

Mit dem Sicherheitsfaktor f' soll der Einfluss nicht optimaler Betriebszustände der Kläranlage, z.B. ungleichmäßige Sauerstoffverteilung sowie die Einleitung von Hemmstoffen in die Kläranlage, abgedeckt werden.

4 Hinweise zur Berechnung

4.1 Allgemeines

Folgende Fälle können durch ARA-BER **nicht** oder **nur in engen Grenzen** nachgewiesen werden:

- Leistung der Anlage bei Regenereignissen:
Durch ARA-BER ist weitgehend nur ein Nachweis für stationäre Belastungen möglich, wobei in den Sicherheitsfaktoren übliche Regenereignisse und die damit verbundenen Schwankungen berücksichtigt sind. Der Nachweis für einzelne Belastungsspitzen, wie sie sich aus extremen Regenereignissen ergeben können, ist mit ARA-BER nicht möglich.
- Einfluss von Belastungstößen auf die Ablaufkonzentrationen
- Einsparung von Belegungsvolumen durch geeignete Regelstrategien
- Optimierung des Reinigungsprozesses durch alternierende Belüftung
- kurzfristige In- oder Außerbetriebnahme einzelner Becken
- kurzfristige Schwankungen der Abwassertemperatur
- Auswirkungen toxischer oder hemmender Stoffe
- Auswirkungen einer Trübwasserbewirtschaftung
- minimale Luftmenge bzw. Belüfterleistung
- Regelbereich der Luftmenge
- Auswirkungen von Zulaufspeichern
- Einflüsse von kurzfristigen Änderungen der Abwasserzusammensetzung, z.B. aufgrund von Feiertagen
- sonstige dynamische Effekte
- einseitige Abwasserzusammensetzung, z.B. durch Industrie verursacht

Für den Nachweis dieser Lastfälle ist es sinnvoll, auf dynamische Rechenverfahren und Modellversuche zurückzugreifen.

4.2 Eingabeparameter N-DN Stufe

4.2.1 Bemessungstemperatur

Für Abwassertemperaturen unter 8° C ist die Plausibilität der Rechenergebnisse nicht sichergestellt. In dem Temperaturbereich zwischen 5° C und 8° C ist die generelle Gültigkeit des Modellansatzes zur Bemessung der Nitrifikation statistisch nicht abgesichert. Für Abwassertemperaturen unter 5° C liegen keine Forschungsergebnisse vor. Die Anwendung des Modell-

ansatzes auf Abwassertemperaturen unter 5° C wird deshalb durch das Programm ARA-BER ausgeschlossen.

4.2.2 Säurekapazität $KS_{4,3}$

Die Säurekapazität kommunalen Abwassers ist unter anderem von der jeweiligen Trinkwasserhärte abhängig. Sie ist analytisch einfach zu bestimmen und sollte gemessen werden [21]. Die Säurekapazität $KS_{4,3}$ bezeichnet die Menge Säure, die einem Liter Abwasser zugegeben werden muss, um einen pH-Wert von 4,3 einzustellen. Bei $KS_{4,3} < 2,0$ mmol/l im Belebungsbecken ist mit erheblichen Störungen der Nitrifikation zu rechnen. Sollte sich bei der Bemessung eine Säurekapazität von $< 2,0$ mmol/l einstellen, sind entsprechende Maßnahmen, wie z.B. eine optionale Kalkdosierung, zu treffen. Die in diesem Fall auftretende Warnmeldung im Programm hat keine Auswirkung auf den Algorithmus.

4.2.3 Schwankungsfaktor

In dem stationären Modell des HSG-Ansatzes soll das dynamische Verhalten einer Kläranlage mittels des Schwankungsfaktors S berücksichtigt werden. Er hat einen erheblichen Einfluss auf das Volumen einer Kläranlage. Daher sind umfangreiche Messungen zur Bestimmung des Schwankungsfaktors wünschenswert. Er darf nicht mit den Sicherheits-, Stoss- und Schwankungsfaktoren anderer Bemessungsansätze verwechselt werden! Liegen weniger als fünf Messungen von Tagesganglinien vor, wird empfohlen, den größten gemessenen Wert zur Berechnung des Schwankungsfaktors heranzuziehen.

Die in der Tabelle 3.5 angeführten Grenzbereiche sind zur Plausibilitätsprüfung heranzuziehen und im Regelfall nicht zu verlassen. Dies gilt auch dann, wenn prinzipiell sinnvolle Maßnahmen zur Verringerung oder Vergleichmäßigung der Stickstoffbelastung wie z.B. eine Prozesswasserbehandlung oder eine Prozesswasserbewirtschaftung durchgeführt werden.

Der Schwankungsfaktor wird aus Trockenwetterzuflüssen errechnet und stellt das Verhältnis der zu nitrifizierenden N-2h-Tagesspitzenzulaufkraft zur mittleren zu nitrifizierenden N-2h-Zulaufkraft (errechnet aus der 24h-Zulaufkraft) dar.

Wenn keine Messungen möglich sind, werden die in Kapitel 2.3 unter Punkt a.) angegebenen Minimal-, Maximal- und Standard- Schwankungsfaktoren empfohlen. Sind Messwerte vorhanden, so berechnet sich der Schwankungsfaktor S aus den 2h-Mischproben der zulaufenden Frachten gemäß dem Hochschulansatz wie folgt:

$$a = 2,95 \times \left[100 \times \frac{V_D}{V} \right]^{-0,235}$$

mit:

$[\text{NH}_4\text{-N}]_e$	$\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration im Belebungsbecken (= $\text{NH}_4\text{-N}$ - Konzentration im Ablauf)
$[\text{NH}_4\text{-N}]_{e,\text{Sp}}$	Überwachungswert für die $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration im Ablauf
N_n	Nitrifizierbare Stickstoffkonzentration im Zulauf zur Belebungsstufe. Diese ist gleich dem Kjeldahl-Stickstoff im Zulauf zur Belebungsstufe (KN_o) zuzüglich sonstiger N-Zugaben minus dem Stickstoff der in den Belebtschlamm eingelagert wird ($N_{\text{ÜS}}$) minus dem nicht ammonifizierten gelösten organischen Stickstoff (orgN_e); d.h. $N_n = \text{KN}_o + r_X \cdot N_{\text{ÜS}} + N_{\text{FK}} - \text{orgN}_e - N_{\text{ÜS}}$ (alle Werte in mg/l); mit: $N_{\text{ÜS}}$ Konzentration des im Überschussschlamm inkorporierten Stickstoffes in mg/l N_{FK} Stickstoffkonzentration aus den Fäkalien und sonstigen Zugaben berechnet auf die Gesamtwassermenge in mg/l
Q_{Sp}	zur N-Ablaufspitze $N_{e,\text{Sp}}$ zugehörige Zulaufwassermenge in m^3/d bzw. $\text{l}/(\text{E} \cdot \text{d})$
Q_{24}	mittlere Zulaufwassermenge in m^3/d bzw. $\text{l}/(\text{E} \cdot \text{d})$
Index e	im Ablauf
Index o	im Zulauf
Index m	Mittelwert über einen Tag
Index Sp	Tagesspitzenwert (gemessen in einer 2h-Mischprobe)

4.2.4 Prozesswasser

Mit dem Trübwasser aus der Schlammbehandlung werden der Belebungsstufe u. a. reduzierte Stickstoffverbindungen zugeführt. Die Rückbelastung aus der Schlammbehandlung sollte nach Möglichkeit gemessen werden. Auf der Basis dieser Messungen kann der Faktor r_X berechnet werden.

Liegen keine Messwerte vor, kann $r_X = 0,5$ angesetzt werden. Dies gilt unter der Annahme, dass von dem Stickstoff, der im abgezogenen Sekundärschlamm gebunden ist, rund 50 % über die Trübwasserrückführung wieder der Belebungsstufe zugeführt wird. Der Anteil aus dem Primärschlamm wird hierbei vernachlässigt.

Alternativ können die Frachten aus der Rückbelastung zu den Zulauffrachten addiert werden; dann ist $r_X = 0$.

Wenn Schlämme anderer Kläranlagen auf der zu bemessenden Anlage mitbehandelt werden, so ist die daraus resultierende Rückbelastung zusätzlich als Fracht zu berücksichtigen.

4.2.5 β -Mol-Verhältnis

Für die Phosphorfällung sind die gemäß ATV-DVWK-A 131 üblichen β - Mol- Verhältnisse anzusetzen.

4.3 Externe Kohlenstoffquellen

4.3.1 Allgemein

Liegen die Ablaufanforderungen für anorgN bei 13 mg/l, kommt der Denitrifikationsleistung eine besondere Bedeutung zu. Die Denitrifikationsleistung wird durch hohe BSB₅-Zulauffrachten in besonderem Maße unterstützt. Gleichzeitig steigt die Überschussschlammproduktion und somit das benötigte Nitrifikationsvolumen an. Diese Zusammenhänge werden in Abbildung 4.1 für eine beispielhaft bemessene Belebungsstufe bei unterschiedlichen Ablaufanforderungen verdeutlicht (100.000 E, vorgeschaltete Denitrifikation, Vorklärung mit $t=1,0$ h , Zulauffrachten nach Kapitel 0, Tabelle 5.1 auf 100.000 E extrapoliert, sonstige Werte nach Tabelle 4.1, Variante 1 Nges.=18 mg/l und Variante 2 Nges.=13 mg/l).

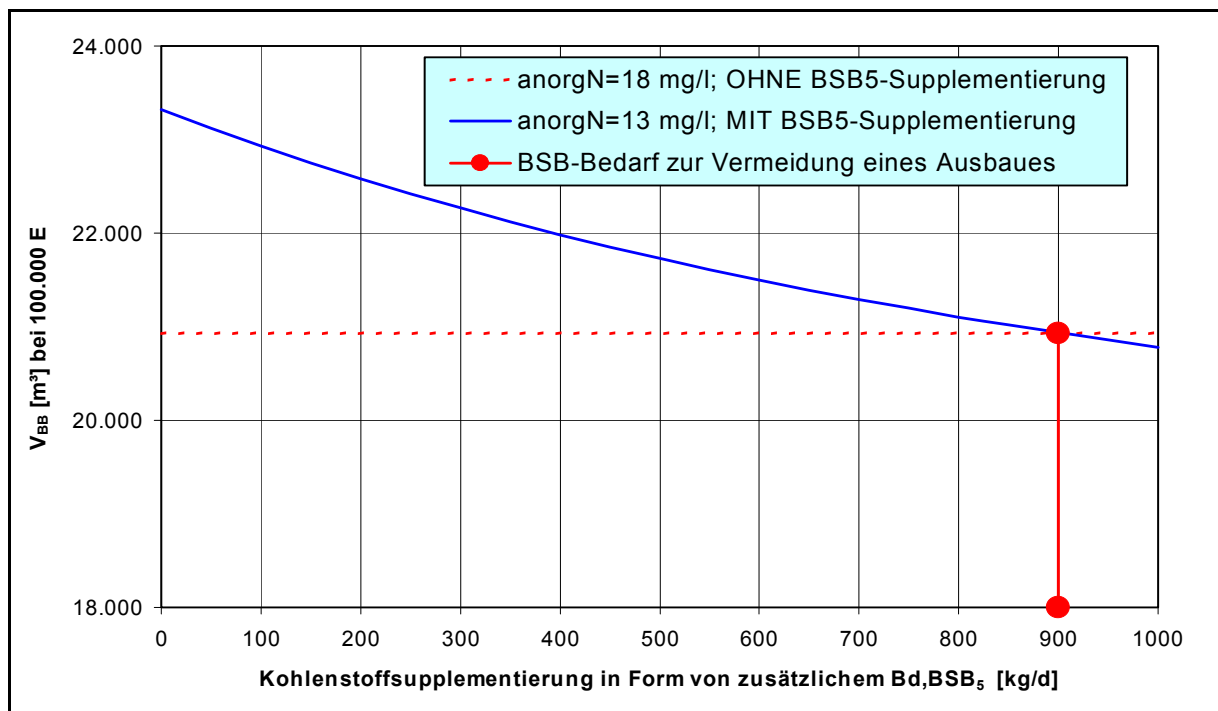


Abbildung 4.1: Belebungsbeckenvolumen bei einer Variation des BSB₅-Supplements

Es wird aus der Grafik deutlich, dass die Veränderung des BSB₅/N-Verhältnisses ausreichen kann, um fehlendes Belebungsbeckenvolumen zu kompensieren. Vor diesem Hintergrund werden ab der Version 5.0 des Programms ARA BER bei der Verwendung externer Kohlenstoffquellen sowohl deren Denitrifikationswirkung als auch Überschussschlammproduktion nach dem Vorbild des Arbeitsblattes ATV DVWK A 131 getrennt berechnet. Die Einzelheiten sind im ARA-BER Handbuch aufgeführt. In Abbildung 4.2 werden als Beispiel die unter-

schiedlichen Belebungsbeckenvolumina bei der Verwendung von Methanol als Kohlenstoffquelle dargestellt. Es wird deutlich, dass bei der Dosierung von Methanol anstatt des un spezifizierten BSB_5 eine erheblich geringe Zusatzdosis die gleiche Wirkung erzielt.

Bei der Verwendung einer externen Kohlenstoffquelle und einem Verhältnis von V_D zu V_{BB} von kleiner als 0,2 ist eine Plausibilitätsprüfung auf der Basis der Denitrifikationsgeschwindigkeit notwendig, die zu diesem Zweck von dem Programm ausgegeben wird.

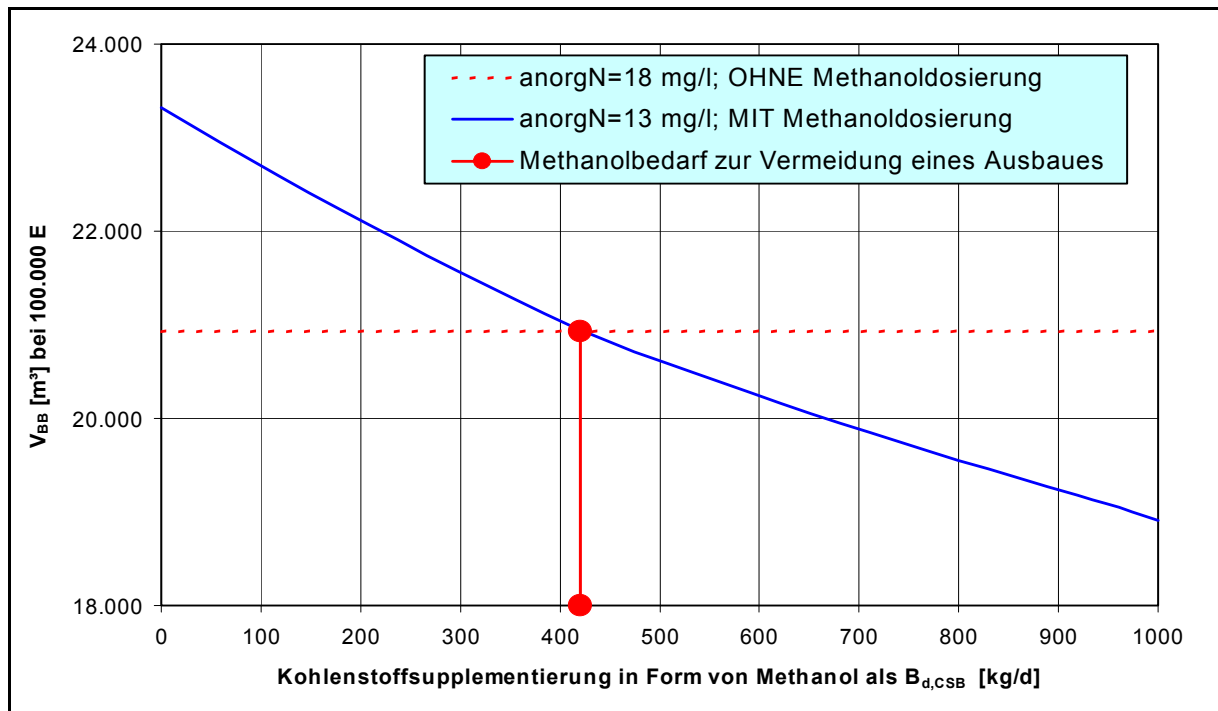


Abbildung 4.2: Belebungsbeckenbedarf für Verwendung von Abwasser und externer Kohlenstoffquelle zur weitergehenden Denitrifikation

4.3.2 Bemessungstechnische Auswirkungen der Reduzierung des Stickstoffablaufwertes von 18 mg/l auf 13 mg/l

Die bemessungstechnischen Auswirkungen der Reduzierung des Ablaufwertes von Gesamtstickstoff von 18 mg/l auf 13 mg/l (für Kläranlagen der GK V) wurde für eine Standardkläranlage mit einer Ausbaugröße von 100.000 EW anhand des Programms ARA-BER 4/Revision 26/2001 aufgezeigt. Die wesentlichen Grundlagen der Zulaufwassermengen und -frachten wurden analog dem Kapitel 0; Tabelle 5.1 gewählt. Der Schwankungsfaktor S und die Bemessungstemperatur T betragen 1,8 bzw. 10°C .

Für nachfolgend genannten vier Varianten wurden die Belebungsbeckenvolumen (gesamt, Nitrifikationsvolumen, Denitrifikationsvolumen) ermittelt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.1 zusammengestellt.

- Variante 1: Gesamtstickstoff im Ablauf 18 mg/l anorgN (ÜW)
Ammonium im Ablauf 10 mg/l NH₄-N (ÜW)
- Variante 2: Gesamtstickstoff im Ablauf 13 mg/l anorgN (ÜW)
Ammonium im Ablauf 10 mg/l NH₄-N (ÜW)
- Variante 3: Gesamtstickstoff im Ablauf 13 mg/l anorgN (ÜW)
Ammonium im Ablauf 5 mg/l NH₄-N (ÜW)
- Variante 4: Gesamtstickstoff im Ablauf 13 mg/l anorgN (ÜW)
Ammonium im Ablauf 10 mg/l NH₄-N (ÜW)
Dosierung einer externen Kohlenstoffquelle

Tabelle 4.1: Berechnungsergebnisse für unterschiedliche Ablaufwerte

	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
anorgN	18 mg/l	13 mg/l	13 mg/l	13 mg/l
NH ₄ -NSpitze	10 mg/l	10 mg/l	5 mg/l	10 mg/l
NH ₄ -NMittel	2 mg/l	2 mg/l	2 mg/l	2 mg/l
NO ₃ -N (Mittel)	10 mg/l	6,6 mg/l	7,6 mg/l	6,6 mg/l
aerobes Schlammalter	8,5 d	8,5 d	9,2 d	8,5 d
V _{BB}	20.933 m ³	23.324 m ³	24.270 m ³	20.934 m ³
Differenz zu Variante 1 für V _{BB}	0 m ³	+ 2391 m ³	+ 3337 m ³	+ 1 m ³
V _{Nitri}	11.684 m ³	11.530 m ³	12.424 m ³	12.002 m ³
Differenz zu Variante 1 für V _{Nitri}	0 m ³	- 154 m ³	+ 740 m ³	+ 318 m ³
V _{Deni}	9.249 m ³	11.794 m ³	11.846 m ³	8.932 m ³
Differenz zu Variante 1 für V _{Deni}	0 m ³	+ 2.545 m ³	+ 2.597 m ³	- 317 m ³
V _{Deni} /V _{BB}	0,44	0,51	0,49	0,43

In Variante 1 wurde der Standardfall für eine Kläranlage (Anschlussgröße 100.000 E) berechnet. Ergebnis ist ein Denitrifikationsvolumen von 9.249 m³. In Variante 2 wurde der Ablaufwert bezüglich Gesamtstickstoff auf 13 mg/l reduziert.

Bei automatischer Berechnung der Bemessungswerte nach den Vorgaben des LUA NRW schlägt das Programm die Bemessungswerte nach folgendem Schema vor (beispielhaft für Variante 2):

•	anorgN (ÜW)	=	13 mg/l
•	NH ₄ -N-Bemessungsspitzenwert	=	NH ₄ -N (ÜW)
		=	10 mg/l
•	NH ₄ -N-Bemessungsmittelwert	=	NH ₄ -N-Bemessungsspitze/5
		=	2 mg/l
•	NO ₃ -N-Bemessungsmittelwert	=	anorgN (ÜW)/1,5 - NH ₄ -N (Bemessungsmittelwert)
		=	13 mg/l / 1,5 - 2 mg/l
		=	6,66 mg/l

Folglich bewirkt eine Reduzierung des Gesamtstickstoff-Ablaufwertes von 18 auf 13 mg/l eine Reduzierung des Nitratablaufwertes von 10 mg/l auf 6,66 mg/l im Mittel (entspricht etwa 33 %). Dieser Sachverhalt führt zu einer Vergrößerung des erforderlichen Denitrifikationsvolumens gemäß Variante 2 von 9.249 m³ auf 11.794 m³, was einer etwa 20 % igen Volumenvergrößerung entspricht. Das Verhältnis des Denitrifikationsvolumens zum Gesamtvolumen erhöht sich gegenüber Variante 1 von 0,44 auf 0,51.

Alternativ wird in Variante 3 aufgezeigt, dass die Reduzierung des Gesamtstickstoff-Ablaufwertes auch durch die Kombination von zwei reduzierten Ablaufwerten bezüglich Ammoniumstickstoff und Nitratstickstoff erreicht werden kann. An diesem Beispiel wurde die Ammoniumspitze von 10 mg/l auf 5 mg/l reduziert, wodurch sich nach automatischer Berechnung der Bemessungswerte nach den Vorgaben des LUA NRW ein Nitratablaufwert von 7,6 mg/l im Mittel ergibt. Dies bewirkt über eine Erhöhung des erforderlichen Denitrifikationsvolumens auf 11.846 m³ hinaus auch eine Vergrößerung des notwendigen Nitrifikationsvolumens auf 12.424 m³. Das Gesamtbelebungsbecken-Volumen in Variante 3 steigt gegenüber dem von Variante 2 nochmals an.

Neben der Möglichkeit der Vergrößerung des Belebungsbeckenvolumens ist die Zugabe einer externen Kohlenstoffquelle möglich, um den reduzierten Nitratablaufwert sicherzustellen. Dies wird in der Variante 4 dargestellt.

Für diesen Fall betragen die zusätzlichen Kosten für die Methanoldosierung wie folgt:

Bei der Dichte von Methanol von 0,792 kg/l beträgt die volumenspezifische Methanolmenge

- Methanol im Mittel $281 \text{ kg/d} / 0,792 = 356 \text{ l/d}$

Bei einem z. Zt. üblichen Methanolpreis von 200 €/m³ fallen für Betriebstage, an denen eine Methanoldosierung notwendig wird, erhöhte Betriebskosten von ca. 71 €/d an.

Dieser erste Zahlenvergleich macht deutlich, wie wichtig die Analyse der Bemessungsdaten einerseits und Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen andererseits sind.

Bei einer tatsächlichen Planung wäre sicherlich noch zu berücksichtigen, dass die Einhaltung der Überwachungswerte im Regelfall erst aber einer Abwassertemperatur im Belebungsbe-

cken von 12 °C vorgeschrieben ist. Aus diesem Grunde ist die Nitrifikation für 10 °C nachzuweisen, während eine hinreichende Denitrifikation erst ab 12 °C sicherzustellen ist. Auch ist in einer zielgerichteten Berechnung insbesondere zur Betriebskostenabschätzung der einzusetzenden C Quelle der Frage nachzugehen, zu welcher Jahreszeit und an wie vielen Tagen die Verhältnisse des Bemessungslastfalls tatsächlich auftreten.

4.4 Kaskadendenitrifikation

Kaskadendenitrifikationen bestehen aus mehreren sequentiell durchflossenen Belebungsbecken, die jeweils als vorgeschaltete oder simultane Denitrifikation ausgeführt sind. Der Rücklaufschlamm wird meistens zu 100% in das erste Becken geleitet, wohingegen das Abwasser auf die einzelnen Kaskadenstufen verteilt wird (siehe z.B. Abbildung 4.3). Dadurch ist die TS-Konzentration in den ersten Becken höher als in dem letzten Becken, so dass die mittlere TS-Konzentration höher als bei einer konventionellen Belebungsstufe ist. Dementsprechend ist das gesamt benötigte Beckenvolumen um ca. 10%-25% kleiner.

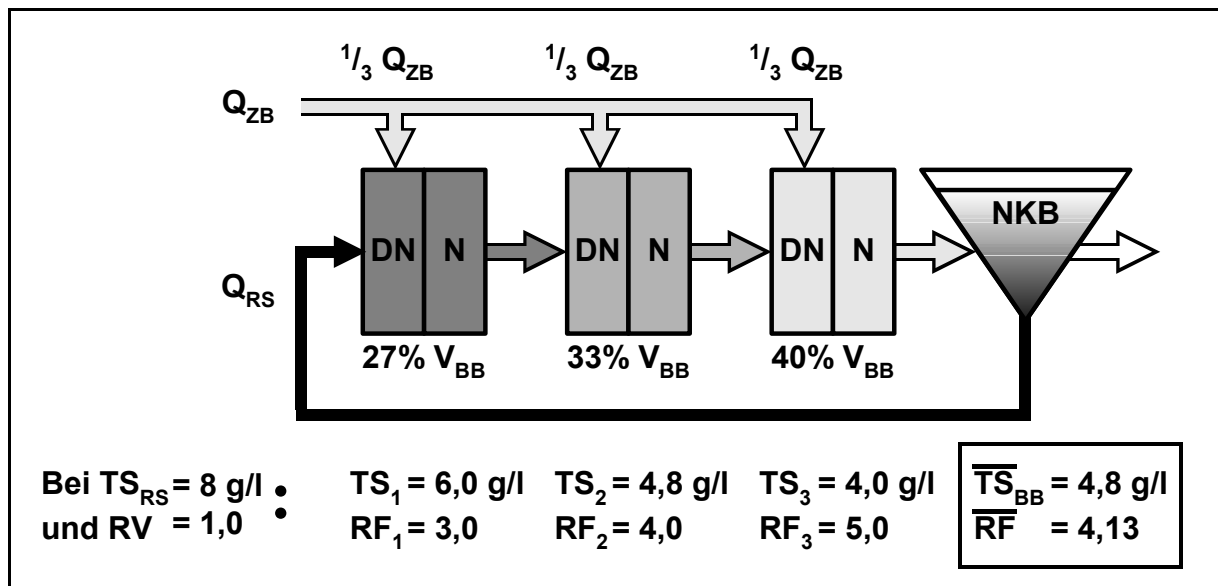


Abbildung 4.3: Beispielhaftes Fließschema einer dreistufigen Kaskadendenitrifikation

Eine volumenproportionale Aufteilung des Zuflusses hat eine unterschiedliche Schlammbelastung der einzelnen Kaskadenstufen zur Folge. Dies kann durch eine entsprechend ungleichmäßige Verteilung der Beckenvolumina oder Abwasserströme vermieden werden. In Abbildung 4.3 ist als Beispiel das Fließschema einer Kaskadendenitrifikation mit gleicher Schlammbelastung in allen Stufen dargestellt.

Bei der Bemessung von Kaskadenanlagen berechnet das Programm in einem iterativen Prozess zuerst das benötigte Gesamtvolumen und verteilt dieses Volumen entsprechend den Benutzervorgaben auf die einzelnen Stufen. Der für die Berechnung des Gesamtvolumens notwendige Atmungserhöhungsfaktor a wird ab der Programmversion 4/Rev. 25 für jede Kaskadenstufe einzeln nach der folgenden Formel berechnet:

$$a = 2,95 \times \left[100 \times \frac{V_D}{V} \right]^{-0,235}$$

Bei Rückführverhältnissen zwischen RF=5 und RF=10 wird der Atmungserhöhungsfaktor linear abgemindert. Bei RF \geq 10 bzw. einer simultanen Denitrifikation beträgt a = 1. Das Rückführverhältnis RF wird ebenfalls für jede Kaskadenstufe aus der Summe der Rücklaufschlammströme (QRS) und der Summe der Abwasserströme (QZB) einzeln berechnet:

$$RF_i = \frac{\sum_{k=1}^i Q_{RS_k} + \sum_{k=1}^i Q_{ZB_k} - Q_{ZB_i}}{Q_{ZB_i}} + RZ_i$$

Abschließend wird der über die anteiligen Beckenvolumina gewichtete Mittelwert der Atmungserhöhungsfaktoren berechnet und bei der iterativen Bestimmung des notwendigen Gesamtvolumens verwendet:

$$a = 2,95 \times \left[100 \times \frac{V_D}{V} \right]^{-0,235}$$

Das Rückführverhältnis RF bestimmt maßgeblich den theoretischen Wirkungsgrad der Denitrifikation. Bei Kaskadenanlagen ist dabei nur der Wert für RF in der letzten Kaskadenstufe maßgebend. Das theoretisch notwendige Rückführverhältnis RF lässt sich aus dem vorgegebenen Nitratablaufwert berechnen und wird bei allen Anlagenarten ausgegeben. Wird RF größer als ca. 8-10, wie es insbesondere bei der Nachrechnung von Anlagen vorkommen kann, besteht die Gefahr einer Sauerstoffverschleppung in die Denitrifikationsstufe, in deren Folge es zu Problemen bei Einhaltung des Nitratablaufwertes kommen kann.

Wenn bei einer Kaskadendenitrifikation das benötigte RF größer als das vorhandene RF ist, so wird eine Warnmeldung ausgegeben bzw. bei Ausführung der Kaskadenstufen als vorgegeschaltete Denitrifikationsstufen das zusätzlich notwendige Rezirkulationsverhältnis RZ berechnet.

Zu der Thematik der Rückführung siehe auch Kapitel 5.2.7 in ATV-DVWK-A 131 [4].

5 Sensitivität ausgewählter Parameter

In Abbildung 5.1 wird die Sensitivität ausgewählter Parameter hinsichtlich des Belebungsbeckenvolumens dargestellt. Der Ausgangszustand (100%-Linie) bezieht sich auf eine Kläranlage (50.000 E) mit den in Tabelle 5.1 genannten Daten. Die Berechnung erfolgte mit ARA-BER 4/Rev. 26.

$$RF_i = \frac{\sum_{k=1}^i Q_{RS_k} + \sum_{k=1}^i Q_{ZB_k} - Q_{ZB_i}}{Q_{ZB_i}} + RZ_i$$

Abbildung 5.1: Bedeutung und Auswirkung unterschiedlicher Eingangsparameter im Bemessungsgang nach ARA-BER

Die bedeutendsten Einflussparameter für die Bemessung von ARA-BER sind der Schwankungsfaktor S, die Mischwasserzuflussmenge Q_M , die Bemessungstemperatur T und die Feststoffzulaufmenge $B_{d,AFS}$. Eine 10%ige Änderung dieser Größen führt zu einer deutlichen Änderung im erforderlichen Belebungsbeckenvolumen. Die Auswirkung des Mischwasserzuflusses Q_M erfolgt indirekt über die Verbesserung bzw. Verschlechterung der Schlammrückhaltung der Nachklärung.

Für die Zusammensetzung im Zulauf der biologischen Reinigungsstufe kann das BSB/N-Verhältnis insbesondere bei für die Denitrifikation ungünstigen Randbedingungen von bedeutendem Einfluss sein (10%ige Änderung führt zu einer Erhöhung um 8 %).

Die Variation der täglichen Schmutzwassermenge $Q_{T,d}$ führt zu einer Veränderung der zu nitrifizierenden bzw. denitrifizierenden Stickstofffracht und damit zu einer Vergrößerung bzw. Verkleinerung des Beckenvolumens (Änderung ± 4 %).

Die Parameter Rücklösefaktor (r_X) sowie die Phosphorzulaufmengen $B_{d,P}$ und die Trockenwetterzuflussmenge $Q_{T,2h,max}$ sind von eher untergeordneter Bedeutung für die Bemessung. In diesen Fällen liegen die Auswirkungen nur in einem Bereich ± 2 %.

Die Rückbelastung für Trübwasser wird für Anlagen mit anaerober Schlammstabilisierung mit einem Wert von ca. $r_X = 0,5$ angesetzt. Die Variation dieses Parameters in einem Bereich von 0,4 bis 0,6 verdeutlicht den geringen Einfluss. Eine Erhöhung der Phosphorzulaufmengen führt zu einer Vergrößerung des Fallschlammanteiles bzw. zu einer Verkleinerung des biologisch aktiven TS-Gehaltes in der Belebung. Die Folge ist eine Vergrößerung des Belebungsbeckenvolumens um ca. 2 %. Wird der Trockenwetterspitzenzufluss erhöht, reduziert sich - bedingt durch eine Verkleinerung der Aufenthaltszeit - die Reinigungsleistung der Vorklä- rung.

Tabelle 5.1: Grundlagen der Sensitivitätsanalyse

Kurzzeichen	Bezeichnung	Einheit	Wert
$Q_{T,d}$	Tägliche Abwassermenge	m^3/d	10.000
Q_T	Trockenwetterzufluss	m^3/h	714
Q_M	Mischwasserzufluss	m^3/h	1.428
BSB_5	Einwohnerspezifische BSB_5 -Fracht	$g/E*d$	60
TS_0	Einwohnerspezifische TS-Fracht	$g/E*d$	70
N	Einwohnerspezifische Stickstofffracht	$g/E*d$	11
P	Einwohnerspezifische Phosphorfracht	$g/E*d$	1,8
S	Schwankungsfaktor	-	1,80
V_{VK}	Volumen der Vorklärung	m^3	714
anorgN	Überwachungswert anorgN	mg/l	18
NH_4-N	Überwachungswert NH_4-N	mg/l	10
P	Überwachungswert Phosphor	mg/l	2
orgN	Ablaufwert orgN im Mittel	mg/l	2
	Anlagentyp des Belebungsbeckens: vorgeschaltete Denitrifikation		
T	Bemessungstemperatur	$^{\circ}C$	11
TS	Mittlere TS-Konzentration	kg/m^3	3
	Phosphorelimination: Fällung mit Aluminiumsalz		
β	Beta-Mol-Verhältnis	-	1,50
r_X	Faktor der Rückbelastung	-	0,50

6 Hinweise zur Nachrechnung bestehender Anlagen

Bei der Nachrechnung bestehender Anlagen sind die Fälle zu unterscheiden, in denen eine Neudimensionierung der Anlage oder einzelner wesentlicher Anlagen- und Betriebskomponenten erforderlich wird und solche, in denen ausschließlich bestehende Anlagen- und Betriebskomponenten unter neuen Randbedingungen nachgewiesen werden sollen. Erstere verlangen immer den Einsatz der statischen Kläranlagenbemessung, während letztere sinnvoll mit Hilfe der dynamischen Kläranlagensimulation nachgewiesen werden.

Die Unterschiede zwischen statischer Kläranlagenbemessung und der dynamischen Kläranlagensimulation lassen sich wie folgt charakterisieren:

- **statische Bemessung von Kläranlagen:**
Es werden für statistisch ermittelte Lastfälle die erforderlichen Beckenvolumina und internen Stoffströme von Kläranlagenkomponenten errechnet, welche mit großer Sicherheit bei ordnungsgemäßem Betrieb die Einhaltung der geforderten Ablaufanforderungen gewährleisten.
- **dynamische Kläranlagensimulation:**
Es wird das Betriebsverhalten der Anlage über einen begrenzten Zeitraum bei vorgegebener dynamischer Belastung und definierten Betriebsbedingungen ermittelt. Die gewonnenen Aussagen beinhalten keine Sicherheiten.

In Abbildung 6.1 werden die Ein- und Ausgangsgrößen der beiden Nachweisverfahren dargestellt. Eine umfassende Übersicht über die Möglichkeiten und Grenzen dynamischer Kläranlagensimulation enthalten [22,23,24].

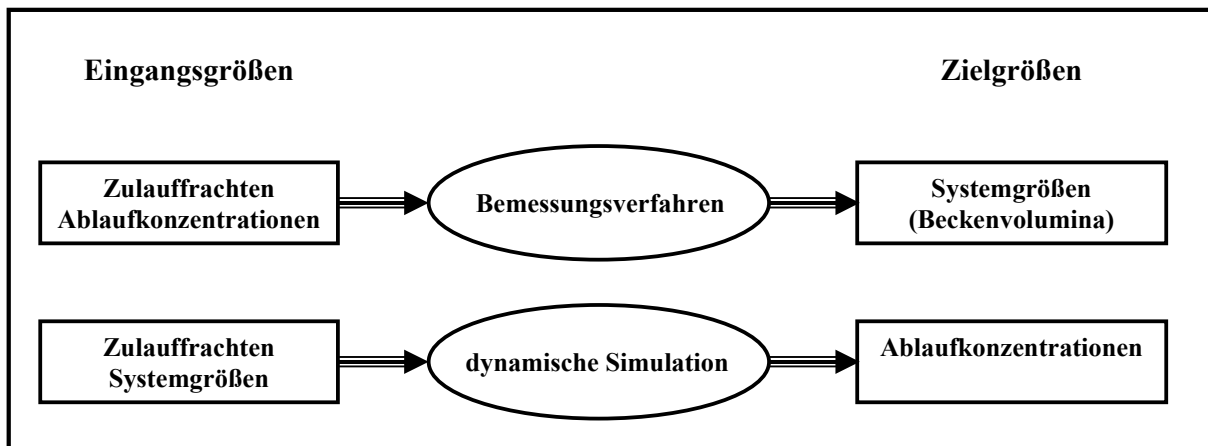


Abbildung 6.1: Unterschiede zwischen statischer Bemessung und dynamischer Simulation

Die nachfolgende Tabelle 6.1 zeigt einige typische Fälle auf, in denen für bereits bestehende Anlagen oder Anlagenkomponenten rechnerische Nachweise zu erbringen sind.

Tabelle 6.1: Anwendungsbeispiele für die Nachweisführung mit statischen und dynamischen Methoden

Nachweisfall	Nachweis durch ARA-BER	Nachweis durch dynamische Simulation
Rechnerischer Nachweis der Einhaltung der (geänderten) Anforderungen, z.B. im wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren	X	
Rechnerischer Nachweis zur Bestimmung der Größenklasse nach Anhang 1 AbwV	X	
Nachweisführung bei regelgerechtem Betrieb und außergewöhnlichen Betriebs-, Belastungs- und Umweltsituationen (Temperatur, saisonale Einflüsse, Kampagnenbetriebe, Industrieinflüsse, Betriebsstörungen, Wartungsarbeiten, Konzeption von Last-Abwurf-Systemen bei Stromausfall usw.), z.B. im wasserrechtlichen Genehmigungsverfahren		X
Nachweisführung für beabsichtigte Änderungen der Betriebsweise	X	X
Nachweisführung für veränderte Belastungen	X	X
Nachweisführung bei beabsichtigten baulichen oder ausrüstungstechnischen Anlagenergänzungen	X	X

7 Literatur

[1]	Böhnke et al.	1989	Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung (HSG-Ansatz) Korrespondenz Abwasser, 9/89, S. 1046 - 1061
[2]	Abeling et al.	1991	Bemessung von Kläranlagen zur Stickstoffelimination, Vergleich ATV-A 131 – HSG Korrespondenz Abwasser, 2/91, S. 222 - 227
[3]	Dohmann et al.	1993	Bemessung der Belebungsbecken nach dem Ansatz der Hochschulgruppe (HSG-Ansatz) Korrespondenz Abwasser, 8/93, S. 1240
[4]	ATV-DVWK	2000	Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 „Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen“ Regelwerk ATV-DVWK, GFA, Hennef, Mai 2000
[5]	Wentzel et. al.	1988	Biological excess phosphorus removal – Steady state process design Water SA, Vol. 15, No. 1
[6]	Boll	1988	Zur erhöhten biologischen Phosphorentfernung mit dem Belebungsverfahren Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, Heft 46
[7]	ATV	1989	Arbeitsbericht „Biologische Phosphorentfernung“ der ATV-Arbeitsgruppe 2.6.6 Korrespondenz Abwasser, 36. Jahrgang, Heft 3
[8]	ATV	1997	Merkblatt ATV-M 210 Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb GFA, Hennef, ISBN 3-927729-49-3
[9]	ATV-DVWK	2003	Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198 „Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen“ Regelwerk ATV-DVWK, GFA, Hennef, April 2003
[10]	LUA	1998	Bemessung kommunaler Kläranlagen – Hinweise für die Bemessungsanlagen mit dem Programm ARA-BER (Version 4.0) Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Merkblätter Band Nr. 13
[11]	SüwV	2004	Verordnung über Art und Häufigkeit der Selbstüberwachung von Abwasserbehandlungsanlagen und Abwasser-einleitungen (SüwV) des Landes Nordrhein-Westfalen vom 25.05.2004
[12]	DIN	1992	DIN 38 409-27 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung des gesamten gebundenen Stickstoffs TNb (H27) Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin

[13]	LUA	1999	Analyseverfahren für Abwasser Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, LUA Materialien Band Nr. 52
[14]	DIN	1987	DIN 38 409-2 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung der abfiltrier- baren Stoffe und des Glührückstandes (H2) Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin
[15]	DIN	1996	DIN EN 872 Wasserbeschaffenheit – Bestimmung suspendierter Fest- stoffe- Verfahren durch Abtrennung mittel Glasfaserfilter Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin
[16]	Häck	2001	VDI- Tagung Wuppertal 20.und 21.11.01; VDI Berichte Band 1619
[17]	EWG	1991	Richtlinie 91/271/EWG des Rates über die Behandlung von kommunalem Abwasser vom 21. Mai 1991 (ABl. EG vom 30.05.1991 Nr. L 135 S. 40) zuletzt geändert am 27. Februar 1998 durch Artikel 1 der Richtlinie 98/15/EG der Kommission zur Änderung der Richtlinie 91/271/EWG (ABl. EG vom 07.03.1998 Nr. L 67 S. 29)
[18]	ATV	1991	Arbeitsblatt A 131 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnerwerten Regelwerk der ATV, St. Augustin, Febr. 1991
[19]	AbwV	2004	Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (AbwV) in der Fassung der Be- kanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. vom 22.06.2004 Teil I Nr. 28, S. 1106)
[20]	Henze et al.	1987	Activated sludge model No.1 IAWPRC Scientific and Technical Report No.1, IAWPRC task group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment, London 1987
[21]	DIN	1979	DIN 38 409-7 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung der Säure- und Basekapazität (H7) Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin
[22]	LUA	1998	Simulation kommunaler Kläranlagen – Hinweise zur An- wendung der dynamischen Simulation am Beispiel von SIMBA- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Merkblätter Band Nr. 15

[23]	Bürgel	1999	Dynamische Simulation aus der Sicht der Aufsichts- und Genehmigungsbehörde in: Schmitt, Hansen: „Dynamische Simulation als Werkzeug zur optimierten Planung und Betriebsführung von Abwasserreinigungsanlagen“, Band 12 der Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern
[24]	ATV	1997	Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.11.4 „Simulation von Kläranlagen“ Korrespondenz Abwasser 11/97