

Nr. 6

**Technischer Leitfaden
zur Nitrifikation
und Denitrifikation
in kommunalen Kläranlagen**



**Landesamt
für Wasser und Abfall
Nordrhein-Westfalen**

Nr. 6

**Technischer Leitfaden
zur Nitrifikation
und Denitrifikation
in kommunalen Kläranlagen**

Düsseldorf im Juni 1990

Bei der Erarbeitung des technischen Leitfadens wirkten mit:

Dr. Baumgart, Dr. Teichgräber, Emschergenossenschaft/Lippeverband, Essen

Dr. Bode, Ruhrverband, Essen

RBD Dr. Buysch, LWA NRW, Düsseldorf (Obmann)

Dr. Dahlem, Ing.-Büro Dr. Dahlem, Essen

Dr. Feyen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen

Dr. Firk, Erftverband, Bergheim

Dr. Meyer, Tuttahs & Meyer, Ing.-GmbH, Bochum

RBR Schmidt, Regierungspräsident Köln

Dipl.-Ing. Sürder, Staatliches Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft, Minden

Impressum:

Herausgeber: Landesamt für Wasser und Abfall
Nordrhein-Westfalen (LWA)
Postfach 5227 • Auf dem Draap 25
Teletex 211 4187 = LWA NRW
Telefax (0211) 15 90 - 176
Telefon (0211) 15 90 - 0
4000 Düsseldorf 1

Druck: P & W Druck, Essen

Inhaltsverzeichnis

Vorwort.....	5
1. Stickstoffgehalte im kommunalen Abwasser.....	6
2. Grundlagen der Nitrifikation und Denitrifikation	9
2.1 Nitrifikation	9
2.2 Denitrifikation	13
3. Technische Verfahren und Bemessung	15
3.1 Überblick.....	15
3.2 Belebungsanlagen	18
3.2.1 Anordnung der Denitrifikation	18
3.2.2 Bemessung von Belebungsanlagen	23
3.2.2.1 Generelle Hinweise.....	23
3.2.2.2 Nitrifikation	25
3.2.2.3 Denitrifikation	28
3.3 Tropfkörperanlagen.....	33
3.3.1 Einstufige Tropfkörperanlagen	33
3.3.2 Zweistufige Tropfkörperanlagen bzw. Kombinationen von Tropfkörper- und Belebungsanlagen.....	34
3.3.2.1 Zweistufige Tropfkörperanlagen.....	34
3.3.2.2 Vorgeschalteter Tropfkörper und nachgeschaltete Belebungsanlage...	35
3.3.2.3 Belebungsanlage mit nachgeschaltetem Tropfkörper.....	35
3.4 Abwasserteiche.....	35
3.5 Nachgeschaltete Verfahren zur Rest-Nitrifikation und -Denitrifikation ..	36
3.6 Chemisch-physikalische Stickstoffelimination.....	37
4. Meß-, Steuerungs- und Regelungstechnik	39
4.1 Einleitung	39
4.2 Messung von Qualitätsparametern	40
4.3 Definition „Steuern und Regeln“.....	41

4.4	Regelung der Stickstoffelimination.....	41
4.4.1	Allgemeines	41
4.4.2	Regelkreise der Nitrifikation und der Denitrifikation	43
5.	Wechselwirkung zwischen Phosphorelimination und Stickstoffentfernung	49
5.1	Chemische Phosphorelimination durch Fällung.....	49
5.2	Vermehrte biologische Phosphorelimination.....	50
5.2.1	Grundlagen	50
5.2.2	Bisherige Ansätze zur Bemessung	52
5.2.3	Mögliche Eliminationsleistung beim Hauptstromverfahren	53
5.2.4	Mögliche Eliminationsleistung beim Nebenstromverfahren	54
6.	Wechselwirkungen zwischen Stickstoffelimination, Schlamm-eigen- schaften und Schlammbehandlung.....	57
7.	Bauliche und betriebliche Hinweise	60

Vorwort

Für Kläranlagen mit Einwohnerwerten (EW) ≥ 5.000 ist die Stickstoffoxidation (Nitrifikation) und die Stickstoffelimination (Denitrifikation) mittlerweile allgemein anerkannte Regel der Technik (a.a.R.d.T.). Die Festlegung einer konkreten Mindestanforderung für Nitratstickstoff ist zu erwarten, sobald die entsprechenden technischen Regeln mit der für die Festlegung von Mindestanforderungen notwendigen Sicherheit zur Verfügung stehen.

Die Abwassertechnische Vereinigung (ATV) hat eine Überarbeitung des Arbeitsblattes A 131 vorgenommen und als Gelbdruck herausgegeben. Dieses Arbeitsblatt gibt Hinweise für die Bemessung von **einstufigen** kommunalen **Belebungsanlagen** mit einem EW ≥ 5.000 E, die auf die Einhaltung der Mindestanforderungen auszulegen sind.

Darüber hinaus haben Mitarbeiter der siedlungswasserwirtschaftlichen Lehrstühle und Institute von 11 Hochschulen der Bundesrepublik Deutschland ein Verfahren zur Bemessung von Belebungsanlagen mit Nitrifikation/Denitrifikation erarbeitet. Dieses Verfahren dient als Grundlage für Computerprogramme; es ist aber auch noch möglich, die Berechnung von Hand durchzuführen.

In Ergänzung zu den genannten Papieren beschreibt der vorliegende technische Leitfaden die grundsätzlichen Zusammenhänge bei der Nitrifikation und der Denitrifikation. Er gibt dem Betreiber und dem Planer von Kläranlagen sowie den Fachdienststellen einen Überblick über die derzeit verfügbaren Verfahren zur Nitrifikation/Denitrifikation, wobei auch auf mehrstufige Anlagen und weitergehende Anforderungen eingegangen wird.

Darüber hinaus wird ein vereinfachtes und an spezielle Randbedingungen geknüpftes Bemessungsverfahren vorgestellt: Zur Nitrifikation ist es für die Bemessung einstufiger und bedingt auch für zweistufige Anlagen geeignet. Zur Denitrifikation ist es ausschließlich für einstufige Anlagen gültig.

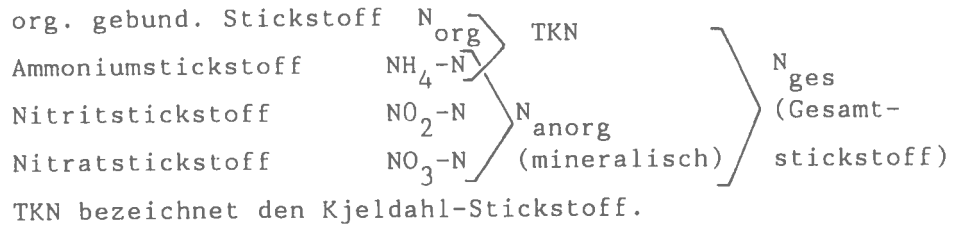
Mein Dank gilt den Fachleuten, die diesen Leitfaden erarbeitet haben. Ich hoffe, daß seine Anwendung zur beschleunigten Verbreitung der weitergehenden Abwasserreinigung in NRW beiträgt.

Düsseldorf, im Juni 1990

Dr.-Ing. Harald Irmer
Präsident des Landesamtes
für Wasser und Abfall NRW

1. Stickstoffgehalte im kommunalen Abwasser

Stickstoff liegt im wesentlichen in vier analytisch zu unterscheidenden Formen im Abwasser vor:



Die organischen Stickstoffverbindungen (u. a. Eiweiß, Peptide, Aminosäuren, Harnstoff) sowie Ammonium entstammen sowohl dem häuslichen Bereich als auch bestimmten Industriebereichen. Der oxidierte Stickstoff (Nitrit, Nitrat) ist überwiegend industrieller, gewerblicher oder landwirtschaftlicher Herkunft.

Für den gewerblich/industriellen Bereich gibt es zwar Erhebungen, aufgrund derer branchen- und produktionsbezogenen Frachtansätze für Stickstoff möglich sind. In der Regel ist jedoch die Berücksichtigung des Stickstoffanteils aus der Industrie nicht ausschließlich über pauschalierte Ansätze vorzunehmen, da die jeweiligen Produktionsverfahren von großem Einfluß sind. Auf Messungen sollte nicht verzichtet werden.

Für kommunales Abwasser mit geringem Industrieanteil kann mit einer einwohnerwertbezogenen Stickstofffracht von 12 g/(E . d) gerechnet werden /1/. In einer größeren Stadt mit einem Abwasseranfall von beispielsweise 300 l/(E . d) (einschl. Fremdwasser) dürfte die mittlere N_{ges} -Konzentration im Kläranlagenzulauf demnach bei 40 mg/l liegen, während bei einer ländlichen Gemeinde mit einem Abwasseranfall von beispielsweise 150 l/(E . d) (einschl. Fremdwasser) die mittlere Konzentration eher bei 80 mg/l zu finden ist. Im Tagesverlauf und bei Regenwetter unterliegen die Frachten und Konzentrationen größeren Schwankungen. Von den im Rohabwasser enthaltenen 40 - 80 mg N_{ges} /l entfallen je nach Umsetzung im Kanalnetz ca. 60 - 90 % auf Ammonium; 10 - 40 % liegen

als organischer Stickstoff und nur in geringen Konzentrationen als Nitrat und Nitrit vor.

Zur Vermeidung von Fehlplanungen sollte jede Gemeinde eine repräsentative Meßbasis erstellen. Diese sollte mindestens folgende Parameter umfassen:

TKN
 $\text{NH}_4\text{-N}$
 $\text{NO}_3\text{-N}$
BSB₅
Säurekapazität.

Neben Schwankungen im Tages- und Wochenverlauf sollten auch saisonbedingte Unterschiede (Kampagnen, Ferien) erfaßt werden.

Der größte Teil des anfallenden organischen Stickstoffs wird in der Kanalisation, in der Vorklärung oder im Belebungsbecken durch Ammonifikation in Ammonium überführt. Ammonium wird zum geringeren Teil zum Aufbau der Zellsubstanz gebraucht und zum größeren Teil biologisch oxidiert (vgl. 2.1). Bei der Ammonifikation entsteht 1 mol Säurekapazität pro gebildetem mol Ammonium. Bei durchschnittlichen kommunalen Verhältnissen werden in einer vorhandenen Vorklärung etwa 10 % und mit dem Überschußschlamm der biologischen Stufe etwa 25 % des jeweils zulaufenden Gesamtstickstoffs entfernt. Andererseits ist bei der Bemessung der biologischen Stufe die Stickstoff-Rückbelastung aus der Schlammbehandlung zu berücksichtigen (vgl. 6.). Die Vorgänge in der Kläranlage sind in Abb. 1 dargestellt.

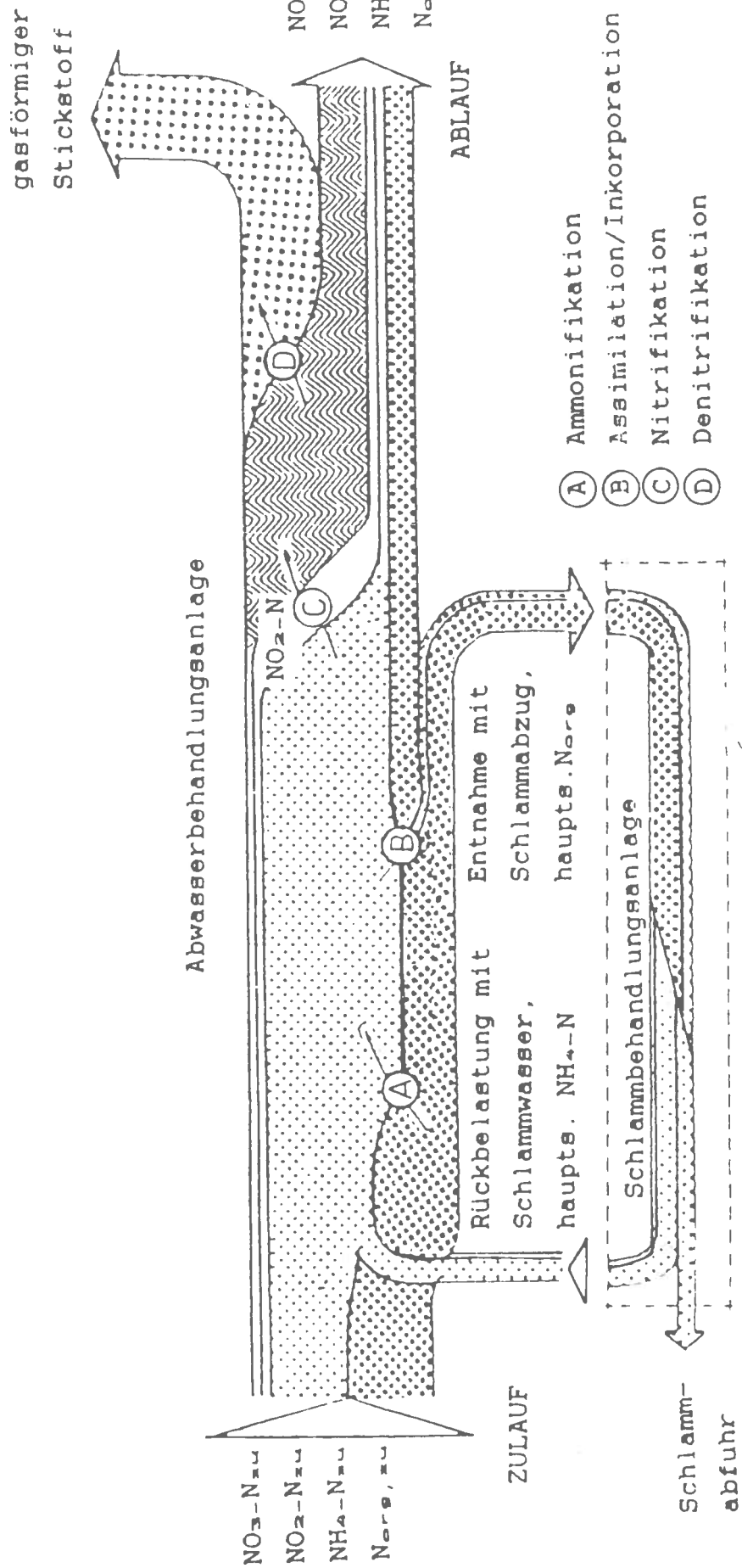


Abb. 1: Qualitativer Verlauf der Massenströme von

Stickstoff in Kläranlagen

2. Grundlagen der Nitrifikation und Denitrifikation

2.1 Nitrifikation

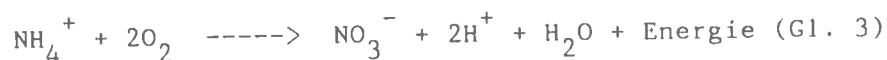
Das im Abwasser befindliche Ammonium kann durch biologische Oxidation in zwei Schritten über Nitrit in Nitrat überführt werden. Dieser Vorgang wird als Nitrifikation bezeichnet und erfolgt durch die zwei Bakteriengattungen Nitrosomonas und Nitrobakter (Nitrifikanten). Der erste Schritt wird durch Nitrosomonas gem. folgender vereinfachten Reaktionsgleichung ausgeführt:



Der zweite Schritt wird durch Nitrobakter gemäß folgender ebenfalls vereinfachten Gleichung ausgeführt:



Aus der Gesamtreaktion



ist erkennbar, daß die Nitrifikation mit einem hohen Sauerstoffverbrauch (4,6 g O₂ werden benötigt zur Oxidation von 1 g NH₄-N) und mit einer hohen Säureproduktion (1 mol NH₄ bildet 2 mol H⁺) verbunden ist (pH-Wert sinkt). Die bei den Reaktionen freiwerdende Energie wird von den ammoniumoxidierenden Bakterien zum Aufbau ihrer Zellsubstanz verwendet.

Die Nitrifikanten sind autotrophe Bakterien. Sie benötigen für ihren Zellaufbau keinen organischen Kohlenstoff aus dem Abwasser, sondern gewinnen ihn aus gelöstem Kohlendioxid. Ihre spezifische Biomassenproduktion beträgt ca. 0,15 g Zellmasse pro 1 g oxidiertem NH₄-N (unter Berücksichtigung der Absterbequote). Nitrosomonas und Nitrobakter wachsen sehr langsam. Die Generationszeit dieser autotrophen Bakterien liegt bei normalen Abwasserbedingungen in der Größenordnung von mehreren Tagen im Gegensatz zur Generationszeit der für den Kohlenstoffabbau verantwort-

lichen heterotrophen Bakterien, die unter günstigen Bedingungen wenige Stunden beträgt.

Die Wachstumsrate der Nitrifikanten und ihre Aktivität wird von verschiedenen im folgenden näher betrachteten Einflußfaktoren bestimmt.

- Einfluß der Temperatur

Nitrifikanten leben im mesophilen Bereich. Ihr Temperaturoptimum liegt bei ca. 30°C. Sie sind wesentlich empfindlicher gegenüber Temperaturänderungen als heterotrophe Bakterien. Bei den im Bereich der Abwasserbehandlung üblichen Temperaturen von ca. 10 ° - 20° C werden nur etwa 20 % - 40 % der max. möglichen Nitrifikationsleistung bei 30° C genutzt. Die Abhängigkeit der Wachstumsrate der Nitrifikanten von der Temperatur (μ_T) kann mit folgender Gleichung beschrieben werden.

$$\mu_{Tmax} = \mu_{15max} \times 1,103^{(T - 15)} \text{ in d}^{-1} \text{ (Gl. 4)}$$

Auf der Grundlage der Versuche von DOWNING /2/ wurde die maximale Wachstumsrate bei 15°C (μ_{15max} -Wert) und bei optimalen Laborbedingungen (z.B. ständiger NH_4 -Überschuß im Reaktor) zu 0,47 unter Berücksichtigung der Absterberate bestimmt (Gl. 5).

$$\mu_{Tmax} = 0,47 \times 1,103^{(T - 15)} \text{ in d}^{-1} \text{ (Gl. 5)}$$

Im Belebungsbecken liegen aufgrund der dort niedrigeren Ammoniumkonzentration sehr viel kleinere Wachstumsraten vor, so daß sich erheblich höhere Generationszeiten ergeben.

Gleichung 5, in Abb. 2 dargestellt, läßt erkennen, daß das Wachstum der Nitrifikanten bei niedrigen Abwassertemperaturen zurückgeht. Dies bedeutet, daß es bei anhaltend niedrigen Abwassertemperaturen (der Kurvenverlauf in diesem Grenzbereich ist noch nicht abgesichert) zu einer Verminderung der Zahl der Nitrifikanten und dadurch zu einem Verlust an Nitrifikationspotential kommt. Die für die Bemessung wichtige Umsetzung der in Abb. 2 dargestellten Zusammenhänge erfolgt in Kapitel 3.

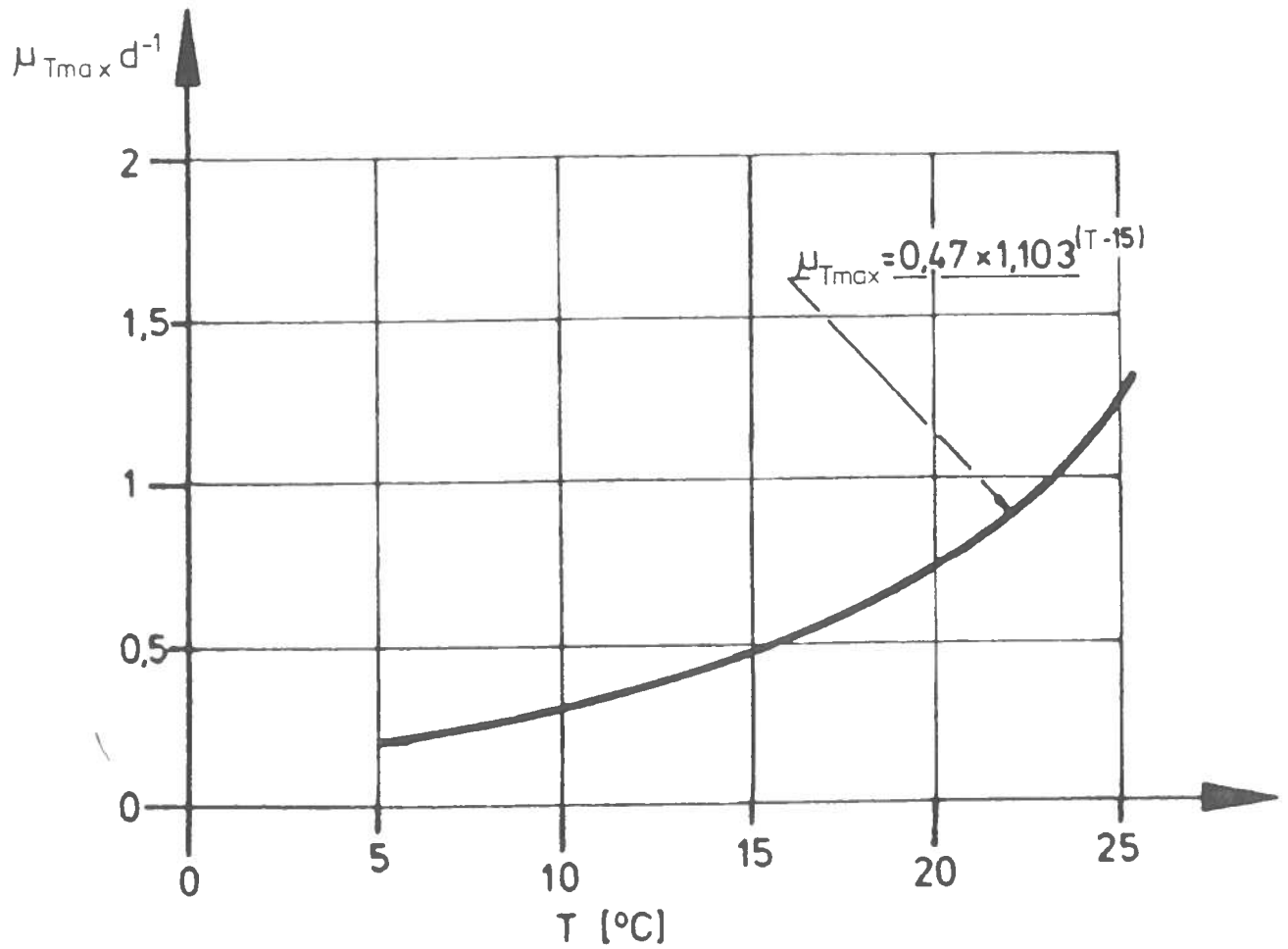


Abb. 2: Wachstumsfunktion der Nitrifikanten

- Einfluß von gelöstem Sauerstoff

Da die Nitrifikation ein aerober Prozeß ist, muß eine ausreichende Sauerstoffversorgung der Nitrifikanten jederzeit gewährleistet sein. Die Umsetzungsgeschwindigkeit der Nitrifikanten geht bei geringeren Sauerstoffgehalten stärker zurück, als die der heterotrophen Bakterien. Je nach Denitrifikationsverfahren und Schlammbelastung sind im Nitrifikationsteil mindestens Sauerstoffgehalte zwischen 0,5 und 2 mg/l einzuhalten.

- Einfluß des pH-Wertes

Der optimale Bereich des pH-Wertes für das Wachstum und den Stoffwechsel von nitrifizierenden Bakterien liegt in relativ schmaler Bandbreite bei pH 7,2 - 8,5. Bei kurzfristig niedrigeren pH-Werten wird die Nitrifikationsleistung deutlich gemindert. Bei höheren pH-Werten führt das Freiwerden von Ammoniak und die Toxizität dieser Verbindung zu einer Hemmung der nitrifizierenden Bakterien. Adaptationen an niedrigere pH-Werte bis 6,5 sind möglich.

Die Nitrifikation führt durch die entstehenden Wasserstoffionen zu einer Abnahme der Säurekapazität des Abwassers. Der Verbrauch an Säurekapazität durch die Nitrifikation beträgt bei 1 g $\text{NH}_4\text{-N}$, das zu Nitrat oxidiert wird, 143 mmol (pH-Wert fällt). Zur Gewährleistung einer weitgehenden Nitrifikation muß eine Restsäurekapazität im Abwasser nach erfolgter Nitrifikation von 2mmol/l eingehalten werden.

- Einfluß von Hemmstoffen

Das Stoffwechsel- und Wachstumsverhalten der nitrifizierenden Bakterien kann durch verschiedene Hemmstoffe deutlich beeinträchtigt werden. Neben der Beeinflussung durch einige organische Stoffe, wie z. B. Phenole, Benzole oder Allylthioharnstoffe, kann die Nitrifikationsleistung aber auch durch die Gegenwart von erhöhten Konzentrationen an Ammonium (industrieller Einfluß, z. B. Tierkörperverwertung oder Sickerwasser) oder Nitrit (unvollständige Nitrifikation) vermindert werden.

- Einfluß von Ammonium-Schwankungen im Zulauf

Anders als beim BSB_5 verhalten sich biologische Anlagen gegenüber Ammonium-Frachtstößen relativ wenig flexibel. Adsorptionsvorgänge finden nicht statt. Die Zahl der Nitrifikanten wird u.a. vom mittleren BSB_5/N - Verhältnis im Zufluß bestimmt. Das Potential der im System vorhandenen Nitrifikanten ist damit nicht kurzfristig vermehrbar, so daß auf Schwankungen der Stickstoff-Zulauffracht nur in beschränktem Umfang reagiert werden kann. Wenn die Schwankungen sehr groß sind, ist das

Durchschlagen von Stickstofffrachten auf den Abfluß nicht zu vermeiden, insbesondere wenn die Schwankungen in größeren Abständen (mehrere Tage) auftreten. Dieses kann relevant werden bei Niederschlagsereignissen oder bei Zugabe von Fäkalien oder Wässern aus der Schlammbehandlung (vgl. 6.).

2.2

Denitrifikation

Bei der Abwasserreinigung sind es in erster Linie heterotrophe Bakterien, die unter Zuhilfenahme der im Abwasser enthaltenen Kohlenstoffverbindungen das Nitrat denitrifizieren. Dieser Vorgang läßt sich wie folgt beschreiben:



Die Denitrifikation entspricht daher einer Oxidation von Kohlenstoffverbindungen, bei der anstelle des durch Belüftung eingebrachten Sauerstoffs der durch Reduktion des Nitrats gewonnene Sauerstoff genutzt wird.

Man kann sich vereinfacht vorstellen, daß die Spaltung des Nitrates für die Bakterien "schwieriger" ist als das Veratmen von gelöstem Sauerstoff. Solange ein Bakterium gelösten Sauerstoff zur Verfügung hat, wird es nicht Nitratsauerstoff verwenden, mithin wird es nicht denitrifizieren. Die Denitrifikation setzt somit theoretisch ein anoxisches Milieu (Abwesenheit von gelöstem Sauerstoff) voraus. Sie findet allerdings auch dann statt, wenn sich noch geringe Gehalte an gelöstem Sauerstoff im Wasser nachweisen lassen, was vor allem für die simultane Denitrifikation von Bedeutung ist. Dies kann hypothetisch dadurch erklärt werden, daß im Flockeninneren bereits anoxische Verhältnisse herrschen können, wenn im umgebenden Wasser noch Sauerstoff nachweisbar ist (O_2 -Gradient). Im praktischen Betrieb kann es schwierig sein, im Regenwetterfall anoxische Verhältnisse zu gewährleisten (vgl. 3.2.1).

Die Freisetzung von 1 mol denitrifiziertem Stickstoff nach Gl. 6 repräsentiert ein Oxidationsvermögen von 1,25 mol O_2 . Das ent-

spricht einer Freisetzung von 2,86 g Sauerstoff je g Stickstoff. Umgekehrt stehen einem Gramm Sauerstoff 0,35 g $\text{NO}_3\text{-N}$ gegenüber.

Die für die Denitrifikation von 1 g $\text{NO}_3\text{-N}$ benötigten Kohlenstoffverbindungen repräsentieren einen Sauerstoffbedarf von 2,86 g; diese Masse entspricht folgerichtig dem für oxidative Zwecke pro Gramm Stickstoff freigesetzten Sauerstoff.

Gleichzeitig wird je mol denitrifiziertem Stickstoff ein mol Säure verbraucht. Gewichtsbezogen bedeutet dies, daß bei der Denitrifikation von 1 g $\text{NO}_3\text{-N}$ eine Säurekapazität von 71 mmol entsteht (pH-Wert steigt).

Die Nitratreduktion hängt neben der Abwesenheit von Sauerstoff und einem ausreichenden Angebot an Kohlenstoffverbindungen ab von

- einer ausreichenden Vermischung,
- der Reaktionstemperatur,
- dem Anteil der fakultativ arbeitenden Bakterien am Gesamtschlamm und
- der Reaktionsgeschwindigkeit, die unter anoxischen Bedingungen geringer ist als unter aeroben Bedingungen.

3. Technische Verfahren und Bemessung

3.1 Überblick

Zur Nitrifikation stehen mehrere Verfahren zur Verfügung. Die Stickstoffelimination auf biologischem Wege, also die Kombination von Nitrifikation und Denitrifikation, wird heute üblicherweise durch die Anwendung des Belebungsverfahrens erreicht. Die chemisch-physikalischen Stickstoffeliminationsverfahren erfordern bei kommunalem Abwasser einen unverhältnismäßig hohen Aufwand.

Einstufige Tropfkörperanlagen

Tropfkörperanlagen mit entsprechend niedriger Raumbelastung eignen sich zur biologischen Reinigung mit Nitrifikation. Infolge der meist natürlichen Belüftung ist eine Steuerung der Sauerstoffversorgung und damit eine gezielte Denitrifikation jedoch nicht möglich. Daher können mit einstufigen Tropfkörperanlagen allein die Mindestanforderungen nicht erfüllt werden.

Einstufige Belebungsanlagen

Das derzeit gebräuchlichste Verfahren zur Nitrifikation und Denitrifikation von kommunalem Abwasser ist das einstufige Belebungsverfahren mit niedriger Schlammbelastung. Auch Anlagen mit einer Kaskade von mehreren Becken, aber mit gemeinsamem Schlammkreislauf sind einstufige Systeme. Das Belebungsverfahren kann bei niedriger Schlammbelastung, angepaßter Gestaltung der Becken und Belüftungseinrichtungen sowie einer zielgerichteten Betriebsführung eine sehr weitgehende Stickstoffelimination ermöglichen. Einstufige Belebungsanlagen mit einer Schlammbelastung unter $0,05 \text{ kg BSB}_5 / (\text{kg TS} \cdot \text{d})$ werden wegen ihres ursprünglichen Bemessungsziels, der simultanen aeroben Schlammstabilisierung, als Stabilisierungsanlagen bezeichnet. Sie werden in der Regel ohne Vorklärung betrieben und häufig als Umlaufbecken ausgeführt. Infolge der niedrigen Schlammbelastung und eines entsprechend hohen

Schlammalters (≥ 25 Tagen) können auch bei niedrigen Abwassertemperaturen hohe Stickstoffoxida-tions- und auch -eliminations-wirkungsgrade erreicht werden.

Belüftete Abwasserteichanlagen

Belüftete Abwasserteiche sind zwar im Sommerhalbjahr zu einer Teilnitrifikation und -denitrifikation in der Lage, jedoch sind die Umsatzraten i.a. für eine weitgehende Stickstoffelimination zu gering. Auf eine gute Belüftung ist zu achten, da sonst Nitritbildung auftreten kann. Für höhere Eliminationsraten sind zusätzliche Aufwuchsflächen erforderlich.

Mehrstufige biologische Verfahren

Belebungs- und Tropfkörperverfahren lassen sich beliebig als zweistufige Verfahren kombinieren:

- a) Belebungs - Belebungs
- b) Belebungs - Tropfkörper
- c) Tropfkörper - Belebungs
- d) Tropfkörper - Tropfkörper

Darüber hinaus sind Kombinationen mit weiteren biologischen Verfahren, wie z.B. Tauchkörperanlagen oder Abwasserteichen, möglich.

Zweistufige biologische Verfahren werden eingesetzt, um die Kohlenstoffoxidation in erster Stufe bei höheren Schlammbelastungen durchführen zu können und damit insgesamt Beckenvolumen und Belüftungsenergie zu sparen. Wird die Kombination a) mit einer sehr hoch belasteten ersten Belebungsstufe ausgeführt, wird sie bei Vorliegen bestimmter Randbedingungen als AB-Anlage bezeichnet. Die Nitrifikation und die restliche Kohlenstoffoxidation finden in der Regel in der zweiten Stufe bei niedriger BSB_5 -Belastung statt. Dabei erschwert die Kohlenstoffverminderung in der ersten Stufe eine weitgehende Denitrifikation in der

zweiten Stufe, wenn das BSB_5/N -Verhältnis im Zulauf zu dieser Stufe unter 3 fällt. Es gibt jedoch Abwässer mit relativ hohem BSB_5/N -Verhältnis, bei denen eine erste Stufe einen wirtschaftlichen Abbau von Kohlenstoffverbindungen gewährleistet und gleichzeitig eine gesicherte Denitrifikation in der zweiten Stufe möglich ist (Versuche sind sehr zu empfehlen).

In der Regel verbietet sich die Anordnung der Denitrifikation innerhalb einer ersten Stufe, da dabei aus der Nachklärung der zweiten Stufe große Rezirkulationsströme zur ersten Stufe zurückgeführt werden müßten. Dieses würde zu einer hohen hydraulischen Beanspruchung, vor allem der Zwischen- und Nachklärung, führen.

Nachgeschaltete biologische Verfahren

Einer Anlage mit Nitrifikation/Denitrifikation kann eine weitere biologische Behandlungsstufe zur Restnitrifikation nachgeschaltet werden. Hierfür sind vorzugsweise Verfahren mit sessilen Mikroorganismen geeignet, z.B. fixierte oder schwebende Aufwuchsflächen, überstaute Festbetten oder Filter mit intensivierter biologischer Wirksamkeit. Mit nachgeschalteten Verfahren können sehr niedrige Ammoniumgehalte im Ablauf erreicht werden. Das gebildete Nitrat könnte in einer weiteren Stufe durch Zugabe von Kohlenstoffquellen denitrifiziert werden.

Verfahren zur nachgeschalteten Denitrifikation befinden sich zum Teil in der Entwicklung; sie werden stets einen hohen Regelungsaufwand erfordern.

Chemisch-physikalische Verfahren

Aus der Industrieabwasser- und Sickerwasserreinigung sind chemisch-physikalische Verfahren zur Ammoniumabtrennung aus der wässrigen Phase bekannt, z.B. die Stripfung, die mehrstufige Umkehrosmose und die Fällung mit phosphorsaurem Magnesium. Sie sind nur für hohe Ammoniumkonzentrationen geeignet (mindestens 10fache Konzentration gegenüber kommunalem Abwasser). Die Restkonzentra-

tionen erfordern eine nachgeschaltete biologische Reinigung. Die anfallenden Reststoffe müssen entsorgt werden.

3.2 Belebungsanlagen

3.2.1 Anordnung der Denitrifikation

Voraussetzung für die Nitrifikation ist eine ausreichende Sauerstoffversorgung (aerobe Bedingungen); Voraussetzung für die Denitrifikation ist, kohlenstoffhaltiges Abwasser mit nitrathaltigem (nitrifiziertem) Abwasser und kohlenstoffabbauenden Bakterien (Belebtschlamm) unter Ausschluß von gelöstem Sauerstoff in Kontakt zu bringen (anoxische Bedingungen). Verfahrenstechnisch läßt sich die Nitrifikation/Denitrifikation durch unterschiedliche Verknüpfung beider Prozeß-Abläufe erreichen.

Es gibt eine Vielzahl von Prozeß-Kombinationen /3/. Von praktischer Bedeutung sind die folgenden vier Verfahren (vgl. Abb. 3 bis 6):

Vorgeschaltete Denitrifikation

Nitrathaltiges Wasser und Schlamm werden vom Ablauf des Belebungsbeckens in eine vorgeschaltete Mischzone zurückgepumpt, wo das kohlenstoffhaltige Abwasser zugegeben wird (Zulauf).

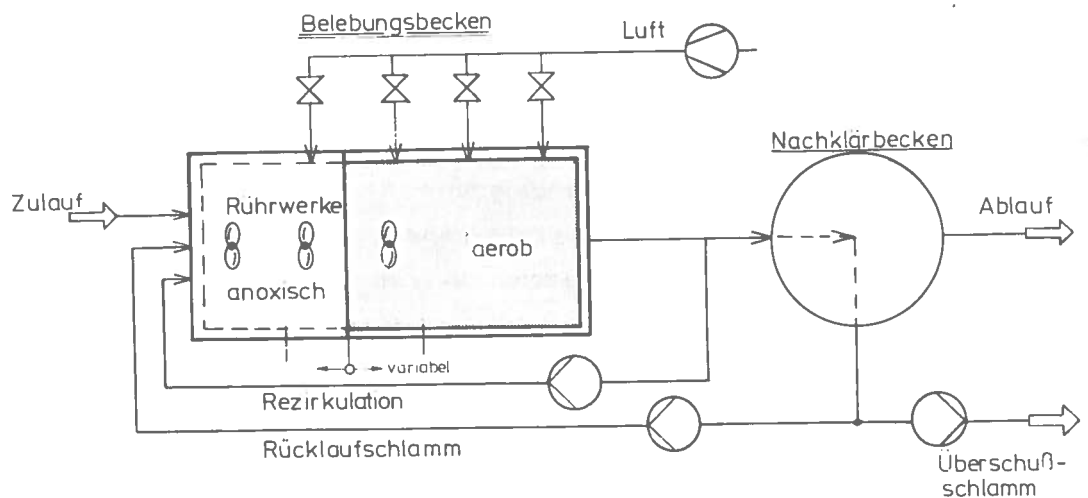


Abb. 3: Vorgeschaltete Denitrifikation

Die vorgeschaltete Denitrifikation ermöglicht eine optimale Ausnutzung des zufließenden kohlenstoffhaltigen Substrats, daraus ergeben sich relativ kleine anoxische Becken. Der Denitrifikationswirkungsgrad wird durch die Nitratrückführung und diese wiederum durch den Rücktransport von gelöstem Sauerstoff begrenzt. Betriebsergebnisse haben gezeigt, daß Rückführungsraten von 300-400 % zweckmäßig sind. Hiermit konnten Gesamtstickstoffeliminationswirkungsgrade von maximal 80 % bei Trockenwetter erreicht werden.

Simultane Denitrifikation

Im Belebungsbecken werden zeitlich oder räumlich abwechselnd belüftete (aerobe) Verhältnisse zur Nitrifikation und unbelüftete (anoxische) Verhältnisse zur Denitrifikation geschaffen.

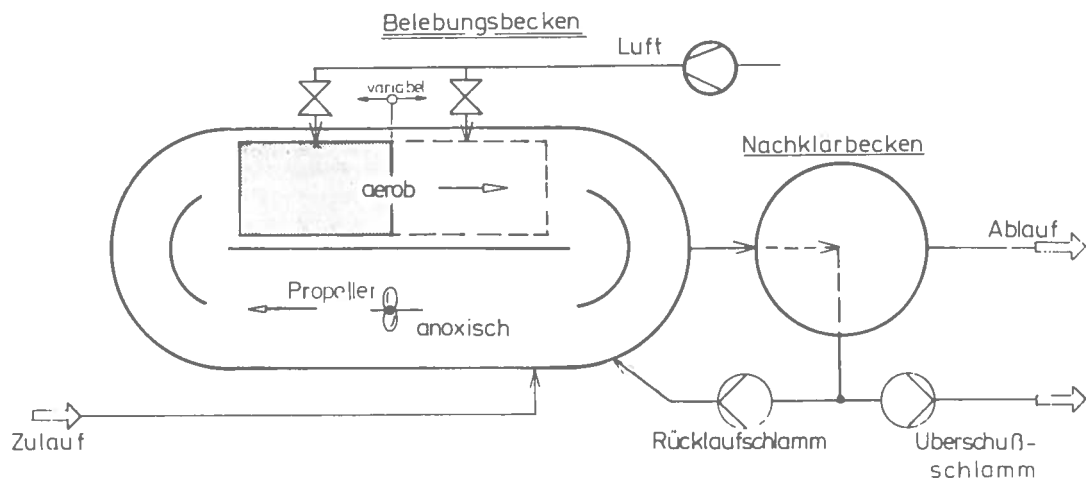


Abb. 4: Simultane Denitrifikation

Die simultane Denitrifikation erfordert eine geringe Schlammbelastung, ermöglicht jedoch sehr niedrige Nitratableaufwerte. Durch eine Steuerung der Belüftung können aerobe und anoxische Zonen oder Perioden in weiten Grenzen variiert werden. Die Steuerung ermöglicht eine optimale Anpassung der Reinigung an die Abwasserzusammensetzung. Bei sehr niedrigen Schlammbelastungen haben Betriebsergebnisse Gesamtstickstoffeliminationsleistungen auch über 80 % erbracht.

Kaskadendenitrifikation

Der Belebtschlamm durchfließt eine Kaskade, in der abwechselnd unbelüftete und belüftete Becken (im Regelfall 2-3 Gruppen) angeordnet sind. Das Rohabwasser wird als Kohlenstoffquelle zur Denitrifikation auf die unbelüfteten Becken verteilt, der Rücklaufschlamm in das erste unbelüftete Becken zurückgeführt. Interne Schlamm-Wasser-Rückläufe sind nicht zweckmäßig.

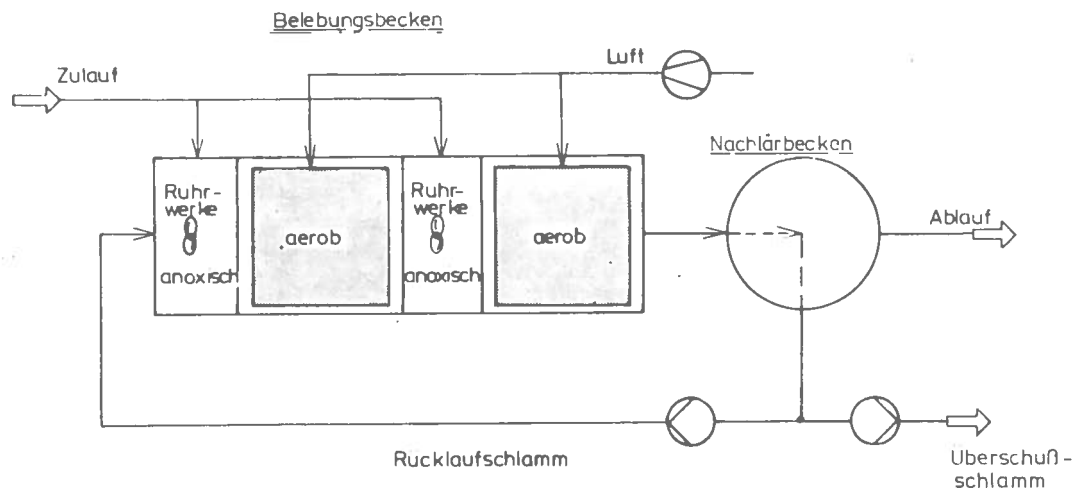


Abb. 5: Kaskadendenitrifikation

Die Kaskadendenitrifikation stellt bezüglich Umsetzungsgeschwindigkeit und Beckenvolumina einen Kompromiß zwischen vorgeschalteter und simultaner Denitrifikation dar. Es ist eine gute Elimination des Gesamtstickstoffs ohne weitere Regelungstechnik möglich.

Alternierende Denitrifikation

Bei der alternierenden Denitrifikation werden zwei Umlaufbecken betrieben, zwischen denen der Zulauf jeweils umgeschaltet wird. Die Becken werden kontinuierlich hintereinander von Abwasser durchflossen. Die Aufgabe der Nitrifikation und Denitrifikation

erfolgt im zeitlichen Wechsel zwischen den Becken. In der Denitrifikationsphase wird der Zulauf in das unbelüftete (aber umgewälzte) Becken geleitet. Das denitrifizierte, ammoniumhaltige Wasser fließt teilweise in das zweite, belüftete Becken zur Nitrifikation ab, aus dem eine entsprechende Wassermenge in das Nachklärbecken fließt. In der zweiten Phase werden beide Belüftungsbecken belüftet, d.h. es findet Nitrifikation statt. Zur dritten Phase wird der Zulauf auf das zweite Becken geschaltet, das nunmehr als Denitrifikationsbecken dient (vgl. Abb. 6).

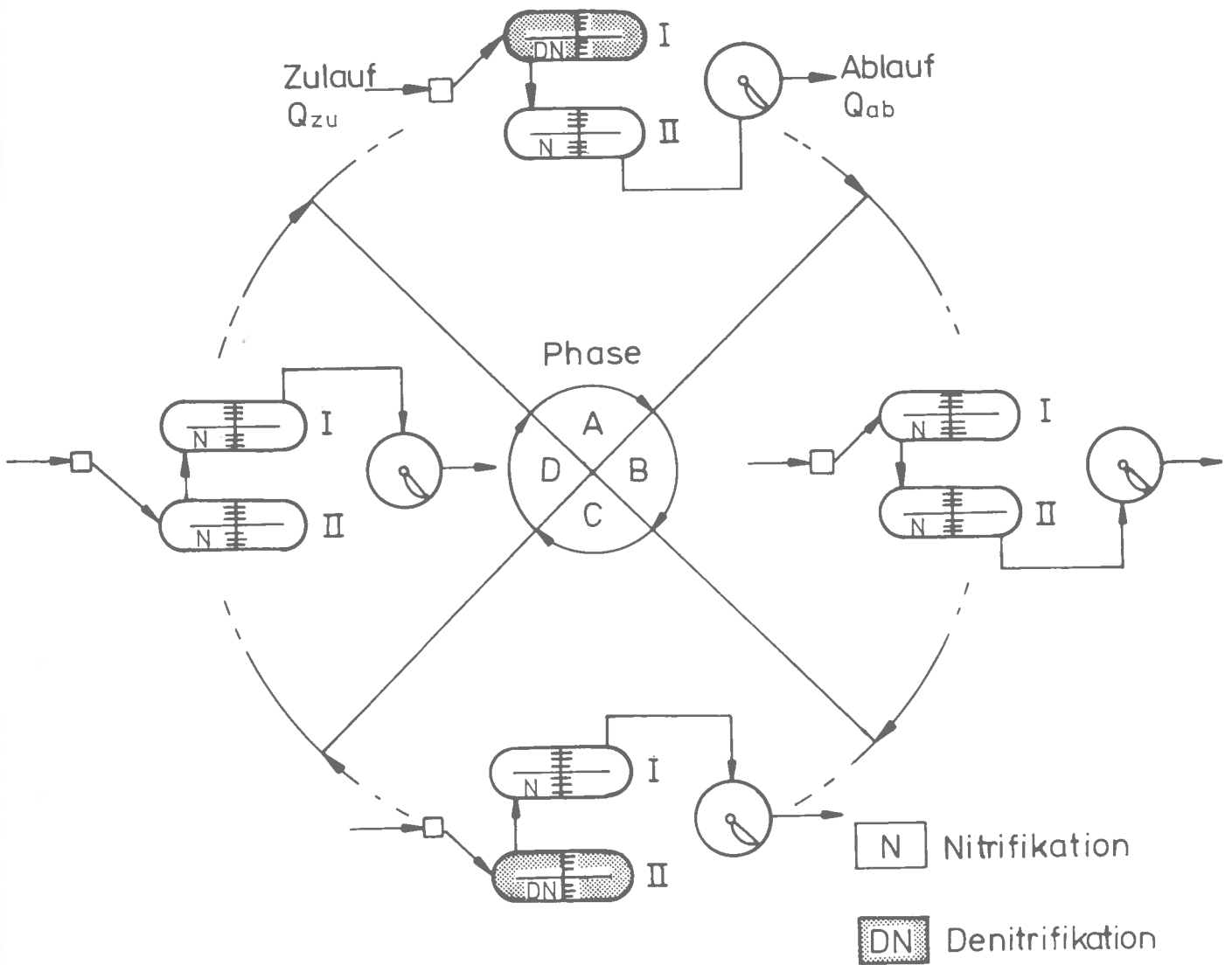


Abb. 6: Schematische Darstellung der alternierenden Denitrifikation

Im einzelnen läuft die alternierende Denitrifikation nach folgenden vier Phasen ab:

In Phase A wird dem Abwasser mit oxidiertem Stickstoff im Becken I Rohabwasser zugeführt. Da der Beckeninhalte nur gerührt wird, denitrifiziert das vorhandene Nitrat. Gleichzeitig wird Becken II belüftet, um zu nitrifizieren. Phase A ist abgeschlossen, wenn der Stickstoff in Becken I denitrifiziert ist.

Phase B besteht aus der Belüftung beider Becken.

Phase C entspricht Phase A, nur ist jetzt die Funktion der Becken vertauscht. In Becken II wird unter Einleitung von Rohabwasser denitrifiziert, in Becken I nitrifiziert.

Mit Phase D erfolgt wieder eine Belüftung beider Becken.

In Anlagen mit alternierender Denitrifikation sind mit Steuerung der Phasenzeiten über die Nitratkonzentration Eliminationsleistungen bei Trockenwetter von über 80 %, bezogen auf den Gesamtstickstoff, erreicht worden. Eine vollständige Denitrifikation ist aber auch mit diesem Verfahren nicht möglich.

Denitrifikation bei Regenwetter

Bei Regenwetter kann die Denitrifikation (Nitrifikation vgl. 2.1) durch folgende Sachverhalte beeinträchtigt werden, die zu einer Verringerung der o.a. Eliminationswirkungsgrade führen können:

- Mit dem Zufluß gelangt gelöster Sauerstoff in die Denitrifikationszone. Gleichzeitig sinken in der Regel die Zuflußkonzentrationen an BSB_5 und allgemein die Durchflußzeiten.
- In der vorgeschalteten Denitrifikation müßte bei Regenwetter für eine Beibehaltung des Denitrifikations-Wirkungsgrades das Rückführungsverhältnis ebenfalls beibehalten werden. Einer Erhöhung der Rückführung von Nitrat ist durch die Rückführung von Sauerstoff eine Grenze gesetzt.

3.2.2 Bemessung von Belebungsanlagen

3.2.2.1 Generelle Hinweise

Die Umsetzung des Ammoniums zu Nitrat hängt von der Bereitstellung einer ausreichenden Anzahl von nitrifizierenden Bakterien ab. Damit sich die langsam wachsenden Nitrifikanten auch entwickeln können, muß in der Belebungsstufe ein ausreichend großes Schlammalter gewählt werden (Bemessungsschlammalter). Das Schlammalter gibt an, wie lange im Durchschnitt eine Belebtschlammflocke in der Belebungsstufe verbleibt.

Das Wachstum der Nitrifikanten ist temperaturabhängig (vgl. 2.1). Daher muß bei der Bemessung auch die Temperatur in der biologischen Stufe berücksichtigt werden, bis zu der eine vollständige Nitrifikation erreicht werden soll. Abb. 7 verdeutlicht die Abhängigkeit der erforderlichen Beckengröße von der Bemessungstemperatur (Bezugstemperatur 10°C).

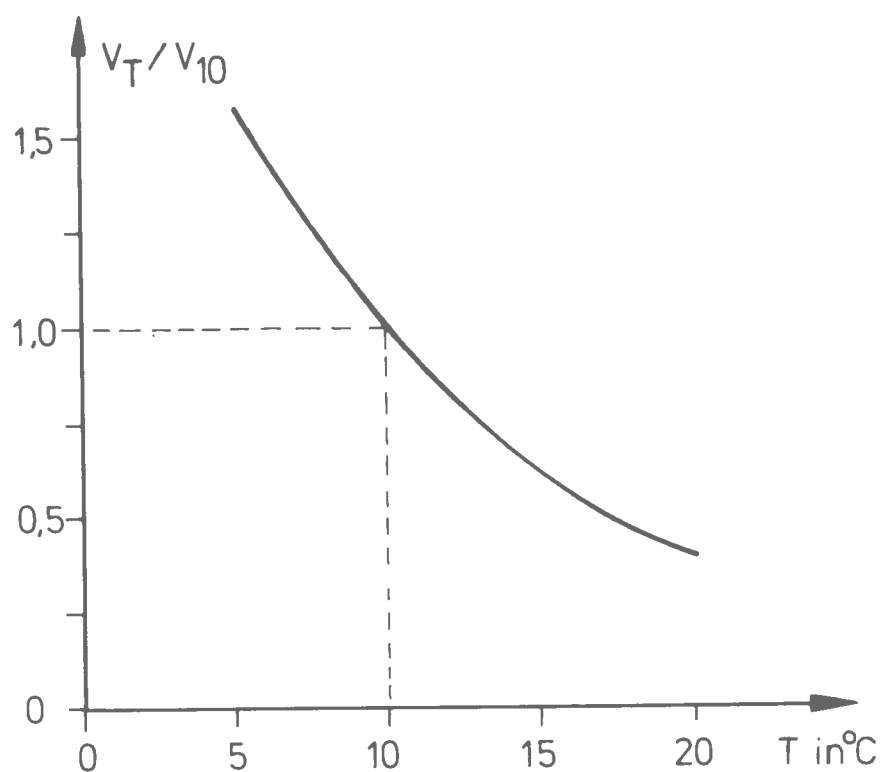


Abb. 7: Abhängigkeit der Größe des Nitrifikationsbeckens von der Bemessungstemperatur

Sind die Nitrifikanten bei einer eingearbeiteten Anlage einmal im System vorhanden, wird auch bei Unterschreitung der Bemessungstemperatur nitrifiziert, jedoch bei verminderter Umsatzrate. Nitrifiziert wird so lange, bis infolge der Überschußschlamm-Entnahme keine Nitrifikanten mehr im System vorhanden sind. Erreicht und übersteigt die Temperatur in der biologischen Stufe wieder die Bemessungstemperatur, so müssen die Nitrifikanten zunächst nachwachsen. Die Temperatur in der Belebungsstufe muß also die der Bemessung zugrunde gelegten Temperatur für einen Zeitraum überschreiten, der ein Mehrfaches des Bemessungsschlammalters beträgt, bevor die Nitrifikation die erwarteten Wirkungsgrade wieder erreicht. Dieser Hysterese-Effekt muß je nach den örtlichen Verhältnissen (Dauer und Tiefe winterlicher Temperaturen) bei der Bemessung berücksichtigt werden durch Vorgabe maßgeblicher Temperaturverläufe, Ansatz entsprechender Sicherheitszuschläge oder ggf. durch gestalterische Maßnahmen (z.B. Abdeckung) (vgl. 3.2.2.2).

Aus der praktischen Erfahrung ist bekannt, daß einstufige Belebungsanlagen mit einem Schlammalter von etwa 10 d im Sommer eine hohe Nitrifikationsleistung erbringen, die jedoch im Winter zurückgehen kann. Es ist weiterhin bekannt, daß einstufige Belebungsanlagen mit Schlammstabilisierung (Schlammalter > 25 d) auch im Winter hohe Nitrifikationsleistungen aufweisen. Wird eine weitgehende Nitrifikation über das ganze Jahr hinweg angestrebt, sind die Anlagen auf ein ausreichend hohes Schlammalter zu bemessen. Im Temperaturbereich zwischen 5 und 10°C liegen mit den derzeit betriebenen Belebungsanlagen nur wenige Betriebsergebnisse vor, da in den zurückliegenden Jahren nicht auf gezielte Nitrifikation in diesem Bereich bemessen wurde. Für Abwassertemperaturen unter 5°C liegen bisher keine ausreichenden Forschungs- und Betriebsergebnisse vor.

Unabhängig von den Mindestanforderungen ist bei Belebungsanlagen aus betrieblichen Gründen zumindest eine teilweise Denitrifikation notwendig. Bei Auslegung mit vermehrter biologischer P-Elimination ist betrieblich sogar eine weitgehende Denitrifikation erforderlich (vgl. 5.2).

Hinweise für die Bemessung von einstufigen, kommunalen Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert ab 5000 E, die auf die Einhaltung der Mindestanforderungen ausgelegt sein müssen, gibt der Arbeitsblattentwurf A 131 /4/.

Eine ausführliche Bemessung, auch zweistufiger Belebungsanlagen und bei weitergehenden Anforderungen, ist z.B. in /5/ enthalten.

Zweistufige Belebungsanlagen mit Denitrifikation in der zweiten Stufe müssen im Zulauf dieser Stufe noch eine ausreichend hohe BSB_5 -Konzentration aufweisen, so daß sie bei der Bemessung wie einstufige Belebungsanlagen behandelt werden können.

Der vorliegende Leitfaden enthält einen vereinfachten Bemessungsansatz für die Nitrifikation nach KAYSER /6/ und Nomogramme zur orientierenden Bemessung für die Denitrifikation. Weiterhin sind für eine genaue Bemessung der Nitrifikations- und Denitrifikationsstufen die heute üblichen Bemessungsansätze zusammengestellt.

3.2.2.2 Nitrifikation

Um eine stabile Nitrifikation zu erreichen, muß die mittlere Verweilzeit von Bakterien (= Schlammalter) ein Mehrfaches (= Sicherheitsfaktor) der Generationszeit der nitrifizierenden Bakterien (Nitrifikanten) betragen. Da die Nitrifikanten nur bei ausreichender Sauerstoffversorgung wachsen, ist für die Bemessung der Nitrifikation das aerobe Schlammalter maßgebend. Es ergibt sich aus der Belebtschlammmasse im aeroben Bereich ($V_N \times TS_{BB}$) und dem täglichen Schlammzuwachs (\dot{U}_S) zu:

$$t_{TS,A} = \frac{V_N \times TS_{BB}}{\dot{U}_S} \quad (Gl. 7)$$

Für den täglichen Schlammzuwachs wurde nach eingehenden Messungen von v.d. EMDE eine heute allgemein akzeptierte Formel entwickelt,

die von KAYSER /6/ in das in Abb. 8 angegebene Nomogramm (rechte Seite) eingearbeitet wurde. Maßgebender Eingangsparameter für die Bestimmung der Schlammbelastung aus dem Schlammalter ist das Verhältnis zwischen abfiltrierbaren Stoffen und BSB_5 im Zulauf zur Nitrifikationsstufe, im Nomogramm mit TS_0/S_0 bezeichnet.

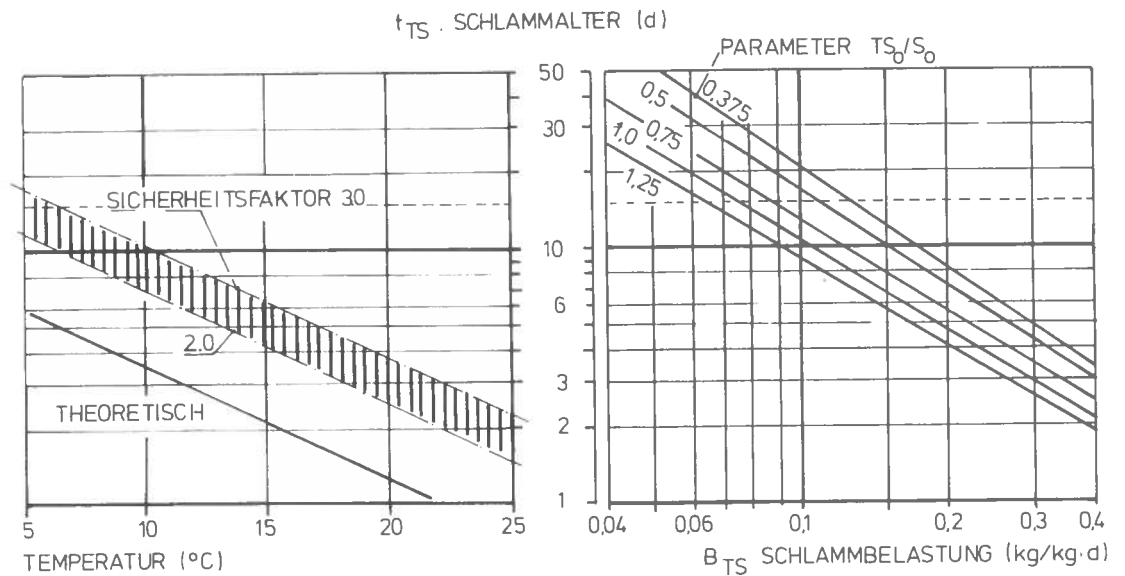


Abb. 8: Vereinfachtes Bemessungsnomogramm für die Nitrifikation nach KAYSER /6/

Das von KAYSER /6/ zusammengestellte Bemessungsnomogramm (Abb. 8) ist zur vereinfachten Bemessung für die Nitrifikation allgemein akzeptiert. In seinem linken Bild kann das notwendige Schlammalter in Abhängigkeit von der Bemessungstemperatur und dem gewünschten Sicherheitsfaktor ermittelt werden. Der Sicherheitsfaktor berücksichtigt pauschal Sicherheiten gegen eine Abnahme der Nitrifikanten im Belebtschlamm, eine evtl. Hemmung der Nitrifikanten und Schwankungen der Stickstofffracht im Zulauf. Für kommunales Abwasser wird üblicherweise der Sicherheitsfaktor 3 angesetzt.

Das für die Benutzung des rechten Bildes erforderliche Verhältnis TS_o/S_o ist für die Festlegung der Größe der Belebungsbecken von besonderer Bedeutung. Messungen in vorhandenen Kläranlagen zeigten große Schwankungsbreiten dieses Quotienten. Daher ist die Festlegung von Faustzahlen in Abhängigkeit von der Durchflußzeit von Vorklärbecken oder bei zweistufigen Anlagen vom Wirkungsgrad der ersten Stufe (hinsichtlich abfiltrierbarer Stoffe und BSB_5) sehr schwierig. Nach Möglichkeit sollten zur Bestimmung des Quotienten Messungen herangezogen werden.

Liegt eine Neuplanung vor und sind Messungen am Standort oder an vergleichbaren Anlagen nicht möglich, können zur Orientierung die in Tabelle 1 aufgeführten Quotienten herangezogen werden. Das Ergebnis dieser Bemessung ist die für die Nitrifikation erforderliche aerobe Schlammbelastung $B_{TS, A}$.

Für die vereinfachte Bemessung des Nitrifikationsteils von zweistufigen Belebungsanlagen kann der Ansatz von KAYSER und das in Abb. 8 dargestellte Bemessungsnomogramm nur bedingt angewendet werden, selbst wenn das TS_o/S_o Verhältnis gemäß Tabelle 1 gewählt wird.

Anlagentyp		S_o mg/l (BSB_5)	TS_o mg/l (abfiltr. Stoffe)	TS_o/S_o
einstufig ohne Vorklärung		300	350	~ 1,2
mit Vorklärung	~ 1 h *	240	210	~ 0,9
mit Vorklärung	~ 2 h *	200	140	~ 0,7
zweistufig mit Zwischenklärung ca. 1,5 h				
BTS 1. Stufe	~ 0,5 kg/kg d	35	35	~ 1,0
BTS 1. Stufe	~ 1,0 kg/kg d	60	45	~ 0,75
BTS 1. Stufe	> 3,0 kg/kg d	135	55	~ 0,40

* bezogen auf den Trockenwetterfall

Tabelle 1: Orientierungswerte für S_o und TS_o mg/l im Zulauf zur Nitrifikations-/Denitrifikationsstufe bei einem Schmutzwasseranfall von 200 l/E d (incl. Fremdwasser)

3.2.2.3 Denitrifikation

Für die simultane und die vorgeschaltete Denitrifikation ist bereits eine Vielzahl von Bemessungsansätzen veröffentlicht worden, die sich in ihrem Nitrifikationsansatz weitgehend auf die von KAYSER /6/ veröffentlichten Formeln stützen. Die derzeit in der Praxis angewandten Ansätze sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Für die Kaskadendenitrifikation liegen z.Zt. keine speziell hierfür entwickelten Bemessungsansätze vor. Vereinfachend kann wie folgt gerechnet werden:

- Es werden Rechenverfahren zur Bemessung der simultanen Denitrifikation angewendet.
- Als Feststoffgehalt wird der mittlere Feststoffgehalt aus allen Becken angesetzt.
- Mit zunehmender Zahl der Beckengruppen nimmt die Denitrifikationsleistung theoretisch zu /7/, wobei mehr als drei Beckengruppen in baulicher und betrieblicher Sicht (Sauerstoffverschleppung) keinen Vorteil mehr bringen.

Bei alternierender Denitrifikation kann die Bemessung des Gesamtvolumens näherungsweise mit den Verfahren zur Bemessung der simultanen Denitrifikation erfolgen.

Neben den oben genannten statischen Verfahren erstellte die IAWPRC auf reaktionskinetischer Basis ein dynamisches Simulationsmodell /10/, das zur Berechnung des zeitlichen Verlaufs der Abbauvorgänge beim Belebungsverfahren dient. Es kann sowohl zur Überprüfung von Bemessungen als auch zur Betriebsoptimierung eingesetzt werden. Hierbei ist die Kenntnis einer Vielzahl von reaktionskinetischen und abwasserspezifischen Parametern notwendig. Aufgrund der komplizierten Matrizen sind die aufgestellten Gleichungssysteme nur numerisch und unter EDV-Einsatz zu lösen.

Vorgeschaltete Denitrifikation	Simultane Denitrifikation
Kayser /6/	Kayser /6/
Hofmann /8/	Pöpel /9/
Pöpel /9/	Hochschul- arbeits- gruppe /5/
ATV /3/ /4/	
Hochschul- arbeits- gruppe /5/	

Tabelle 2: Bemessungsverfahren der vorgeschalteten und simultanen Denitrifikation

Um eine vereinfachte Abschätzung der für die Denitrifikation notwendigen Volumina bei einstufigen Belebungsanlagen zu ermöglichen, ist mit den Abb. 9 und 10 eine graphische Auswertung des Ansatzes von HOFMANN für die vorgeschaltete Denitrifikation und des Ansatzes von KAYSER für die simultane Denitrifikation aufgenommen. Hierbei wurden folgende Annahmen getroffen:

- Trockenwetterzufluß
- Bemessungstemperatur 10°C,
Die Bemessungstemperatur wirkt sich auf das Verhältnis V_D/V_N nur relativ wenig aus. Bei abnehmender Temperatur wird dieser Quotient geringfügig kleiner.
- Eliminations-Wirkungsgrad an Gesamtstickstoff (Zulauf Biologie - Ablauf Biologie) $\eta_{Nges} = 75 \%$
- Vorgeschaltete Denitrifikation:
Organischer Anteil des Belebtschlammes $GV = 70 \%$, ein durchschnittlicher Wert für schwachbelastete Belebungsanlagen ohne Simultanfällung

- Simultane Denitrifikation:

Der Anteil der biologisch aktiven Biomasse wird nach dem Verfahren von KAYSER aus der Zulaufzusammensetzung und dem Schlammalter ermittelt.

Die Abb. 9 und 10 zeigen mit den obigen Voraussetzungen das Verhältnis zwischen Denitrifikationsvolumen und dem Nitrifikationsvolumen, d.h. den Quotienten V_D/V_N , in Abhängigkeit von der BSB_5 -Schlammbelastung, bezogen auf das aerobe Volumen ($B_{TS, A}$), und dem BSB_5/N -Verhältnis des zufließendes Abwassers.

Für die vereinfachte Bemessung des Denitrifikationsteils bei zweistufigen Anlagen können die Abb. 9 und 10 nicht angewandt werden /11/.

Bei Zugabe von Stoffen (z.B. Kohle, Fällmittel) in die Belebungsstufe, die den täglichen Schlammzuwachs vergrößern, wird bei gleichbleibender BSB_5 -Raumbelastung das Schlammalter verringert. Damit ist die angenommene Bemessungsbasis nicht mehr gültig. Es ist nunmehr zu prüfen, ob sich durch diese Zugabe der Schlammindex des Belebtschlammes verbessern und sich damit ein höherer Schlammgehalt im Belebungsbecken einstellen läßt, so daß das notwendige Schlammalter wieder eingehalten werden kann. Andernfalls muß das Beckenvolumen entsprechend vergrößert werden (vgl. 5.1).

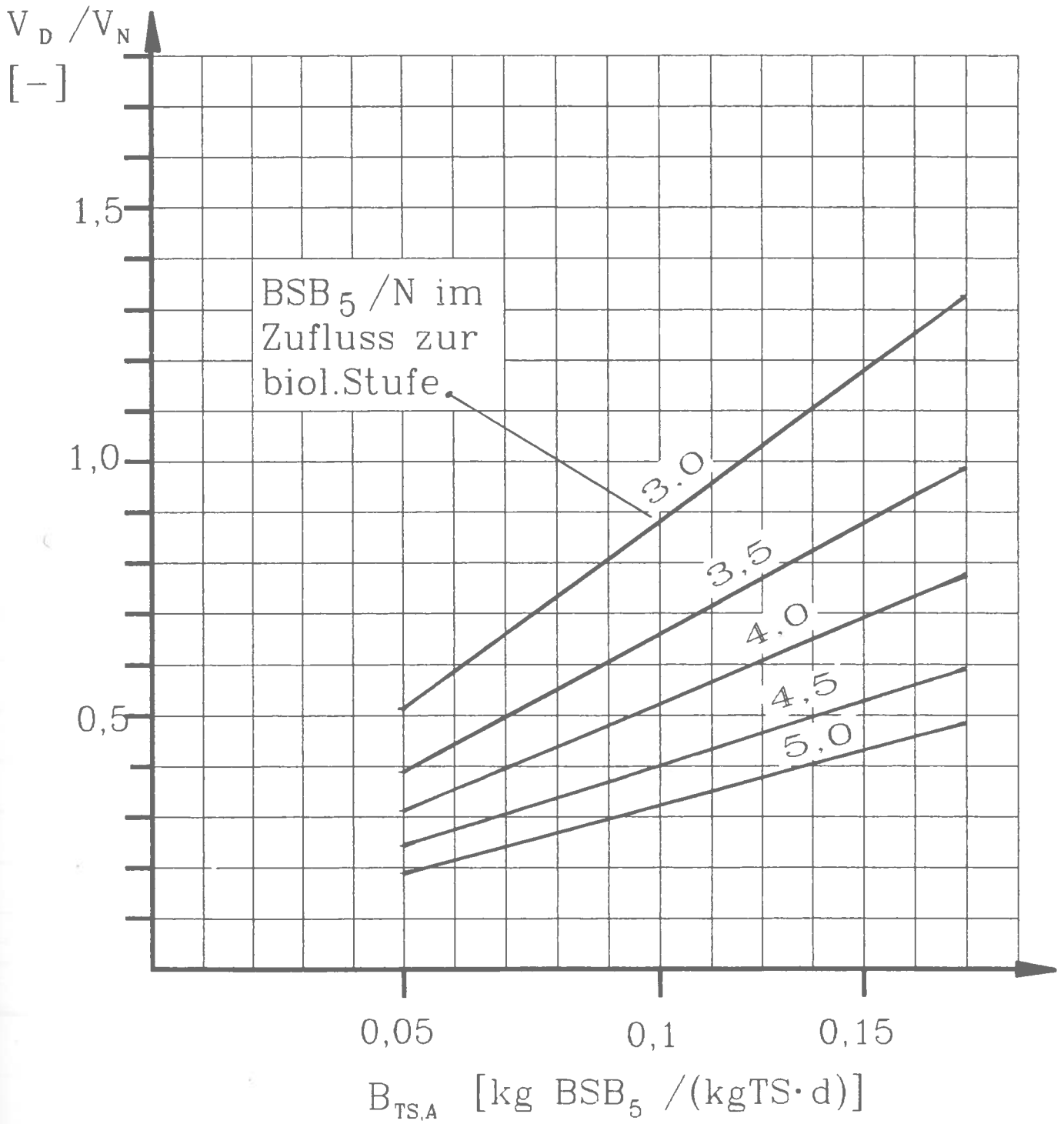


Abb. 9: Verhältnis von Denitrifikations- zu Nitrifikationsvolumen in Abhängigkeit von der aeroben Schlammbelastung und dem BSB₅/N-Verhältnis bei vorgesch. Denitrifikation in einstufig. Belebungsanlagen (nach HOFMANN /8/, T = 10°C, GV = 70 %, $\eta_{Nges} = 75\%$)

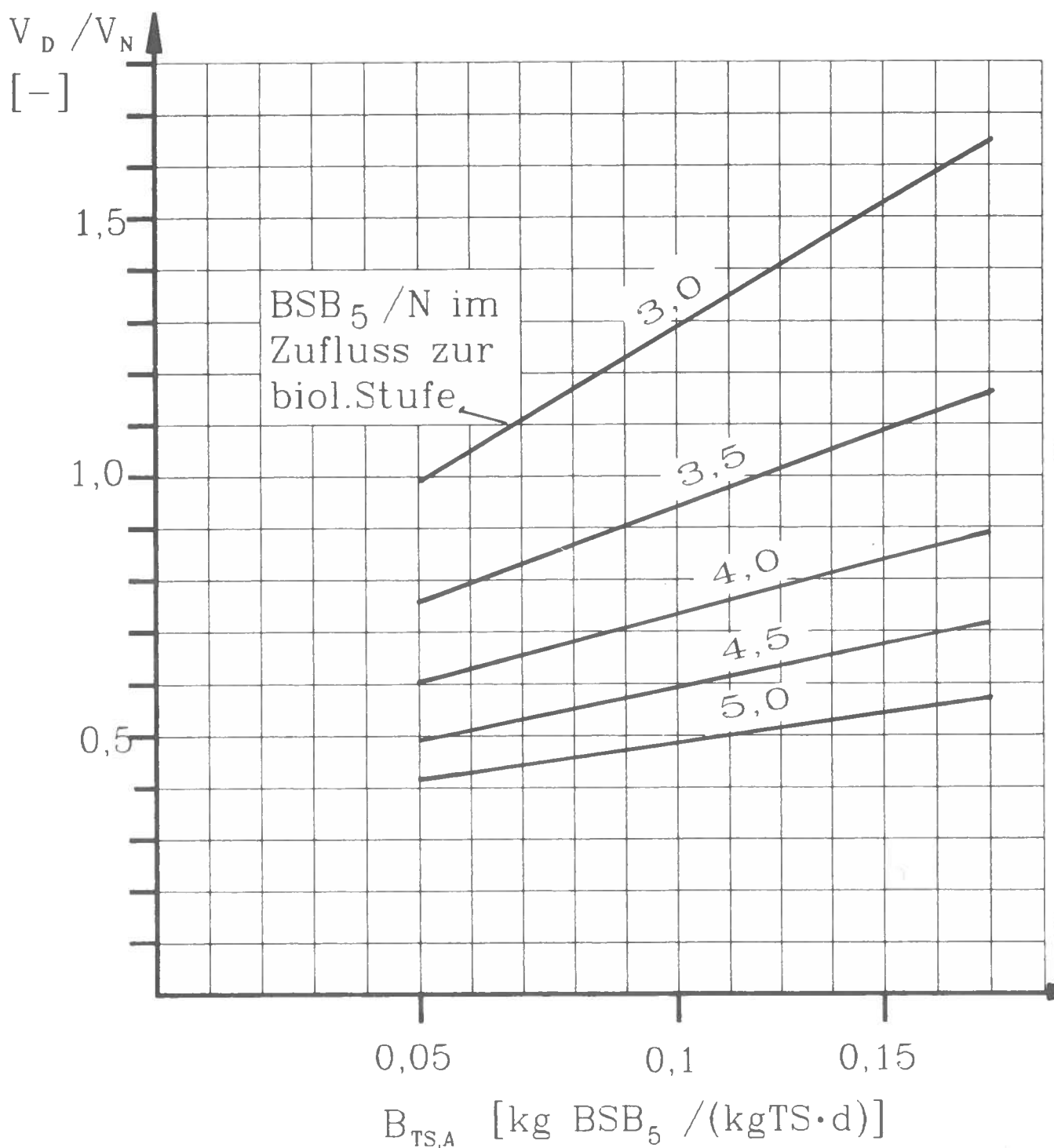


Abb. 10: Verhältnis von Denitrifikations- zu Nitrifikationsvolumen in Abhängigkeit von der aeroben Schlammbelastung und dem BSB₅/N-Verhältnis bei simult. Denitrifikation in einstufig. Belebungsanlagen (nach KAYSER /6/, T = 10°C, $\eta_{Nges} = 75\%$)

3.3 Tropfkörperanlagen

3.3.1 Einstufige Tropfkörperanlagen

Das ATV-Arbeitsblatt A 135 /12/ nennt im wesentlichen folgende Bemessungswerte für einstufige nitrifizierende Tropfkörper:

- BSB₅-Raumbelastung $B_R \leq 0,2 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ für brockengefüllte Tropfkörper
- BSB₅-Flächenbelastung $B_A \leq 2 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ für Tropfkörper mit Kunststoff-Füllung, mit der inneren spezifischen Oberfläche A_R m^2/m^3 als Bezugsgröße. Für $A_R = 150 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ergibt sich daraus die Raumbelastung zu $B_R = 0,3 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$.

Unter diesen Voraussetzungen und bei Einhaltung bestimmter hydraulischer Randbedingungen ist mit einer Nitrifikation entsprechend den Mindestanforderungen zu rechnen ($\text{NH}_4\text{-N} \leq 10 \text{ mg/l}$), wenn es sich um kommunales Abwasser mit einem ausgewogenen BSB₅/N-Verhältnis von 4 bis 5 handelt und die Wassertemperatur 10°C nicht unterschreitet.

Um auch bei Anforderungen und Randbedingungen, für die im ATV-Arbeitsblatt A 135 /12/ keine Bemessungsregeln genannt sind, nämlich

- weitergehende Nitrifikation
- niedrige Wassertemperaturen
- extreme BSB₅/N-Verhältnisse,

Tropfkörperanlagen bemessen zu können, wurden von verschiedenen Autoren differenzierte Bemessungsansätze entwickelt. Diese wurden von WOLF /13/ zu einem vorläufigen Bemessungsvorschlag zusammengefaßt.

Eine simultane gezielte Denitrifikation ist in einstufigen Tropfkörpern nicht möglich (vgl. 3.1), da u.a. mit dem Rücklauf und über die Verteileranlagen zu viel Sauerstoff eingetragen wird.

Bestehende, vollständig nitrifizierende Tropfkörperanlagen können in Einzelfällen durch Vorschaltung einer Denitrifikation sinnvoll und wirtschaftlich erweitert werden (vgl. auch 3.3.2.3).

Bei der Wahl von einstufigen Tropfkörperanlagen mit weitgehender Nitrifikation ist zu beachten, daß der Stromverbrauch wegen der großen Rezirkulationsraten sehr hoch liegt. Der allgemein bekannte Vorteil der günstigen Betriebskosten von Tropfkörperanlagen in Relation zu Belebungsanlagen ist dann nicht mehr gegeben.

3.3.2 Zweistufige Tropfkörperanlagen bzw. Kombinationen von Tropfkörper- und Belebungsanlagen

Wie unter 3.1 erwähnt, unterliegen zweistufige Tropfkörperanlagen bzw. Kombinationen von Tropfkörpern und Belebungsanlagen besonderen Randbedingungen, die für eine Stickstoffentfernung grundsätzlich nicht vorteilhaft sind. Der Vollständigkeit halber werden sie jedoch in den folgenden Kapiteln kurz abgehandelt.

3.3.2.1 Zweistufige Tropfkörperanlagen

Zweistufige Tropfkörperanlagen wurden bisher relativ selten angewendet. Die Anlagen erfordern eine Vorklärung. Auch hier erfolgt die Nitrifikation in der zweiten Stufe. Die erste Stufe wird üblicherweise als hochbelastete Stufe, die zweite Stufe auf Nitrifikation ausgelegt. Es wird auf das Arbeitsblatt A 135 /12/ verwiesen.

Über Erfahrungen zur Denitrifikation mit zweistufigen Tropfkörperanlagen wurde in der Literatur vereinzelt berichtet. WOLF /13/ berichtet über Versuche in einer Anlage mit hochbelasteten kunststoffgefüllten Tropfkörpern in der ersten biologischen Stufe und schwachbelasteten Lava-Tropfkörpern in der zweiten biologischen Stufe; der Rücklauf vom nitrifiziertem Abfluß der zweiten Tropfkörperstufe wurde mit einem Rücklaufverhältnis von rd. 250 % vor die erste Tropfkörperstufe geführt. Allerdings wurde festgestellt, daß eine Denitrifikation nur bei höherer Belastung der Kunststofftropfkörper und Sauerstofffreiheit des zufließenden vorgeklärten Abwassers

abließ. Bei niedriger Belastung oder Verdünnung des Zuflusses durch Regenwasser setzte die Denitrifikation sofort aus.

3.3.2.2 Vorgeschalteter Tropfkörper und nachgeschaltete Belebungsanlage

Die Dimensionierung der ersten Tropfkörperstufe erfolgt über Literatur-Erfahrungswerte /14/.

Zur Dimensionierung der zweiten Stufe (Belebungsanlage) gelten die in 3.2.2 gemachten Aussagen. Dabei ist zu beachten, daß der spezifische Überschussschlammfall in Tropfkörpern vergleichsweise niedriger ist als in Belebungsanlagen. Damit ist auch die Stickstoff-Elimination durch Inkorporation vergleichsweise niedriger; die zweite Stufe wird somit geringfügig höher mit Stickstoff belastet.

3.3.2.3 Belebungsanlage mit nachgeschaltetem Tropfkörper

Die Dimensionierung der ersten Stufe erfolgt wiederum nach den bekannten Bemessungsregeln zur Bemessung hochbelasteter Belebungsanlagen. Die Tropfkörperstufe könnte bei entsprechender stickstoffbezogener Bemessung gesichert nitrifizieren. Der nitrathaltige Tropfkörperabfluß kann bei Sicherstellung hydraulischer Randbedingungen (in sämtlichen Anlagenteilen) über die erste Stufe rückgeführt und dort denitrifiziert werden.

3.4 Abwasserteiche

Sofern in Abwasserteichen Nitrifikationsprozesse stattfinden, werden diese durch sessile, d.h. festsitzende Organismen an der aeroben Schlammoberfläche am Teichboden bewirkt. Daneben ist in geringerem Umfang eine Nitrifikation durch freischwimmende Nitrifikanten zu vermuten.

Die bisher in Betrieb genommenen Abwasserteiche wurden i.d.R. weder auf Nitrifikation noch auf Denitrifikation ausgelegt.

Betriebsergebnisse aus NRW, aber auch aus anderen Bundesländern zeigen insgesamt nur eine geringe Nitrifikation bei Teichen, die zur Einhaltung der Mindestanforderungen ausgelegt sind. Dabei

liegen die Oxidationsraten im Sommerhalbjahr höher als im Winterhalbjahr. Das ATV-Arbeitsblatt A 201 /15/ enthält nur wenige Angaben zur Nitrifikation.

Nach /15/ ist zu unterscheiden zwischen belüfteten und unbelüfteten Abwasserteichen. Eine gezielte Nitrifikation und unter bestimmten Voraussetzungen auch eine Denitrifikation kann nur in belüfteten Abwasserteichen mit entsprechenden Zusatzeinrichtungen oder aber in Kombination mit Festbetтанlagen /16/ erreicht werden.

Der höhere Sauerstoffbedarf durch die Nitrifikation läßt sich häufig nicht ausreichend decken. Auf eine gute Belüftung ist zu achten, da sonst eine Nitritbildung auftreten kann. Verfahrenstechnisch gezielte Maßnahmen (z.B. die Rückführung von nitrifiziertem Abfluß in die vorgeschalteten Absetzteiche) werden zur Beseitigung des Nitrits eingesetzt.

Nach /17/ kann - bezogen auf die Aufwuchsflächen - von einer bestimmten Nitrifikationsleistung von $0,5 - 1,0 \text{ gN}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ausgegangen werden, sofern die übrigen Randbedingungen für die Nitrifikation, wie z.B. ausreichende Sauerstoffversorgung und Temperatur im Teich, eingehalten werden. Bei einer spezifischen Stickstofffracht von $12 \text{ gN}/(\text{E} \cdot \text{d})$ wären damit theoretisch Aufwuchsflächen von $12-24 \text{ m}^2/\text{E}$ erforderlich.

3.5 Nachgeschaltete Verfahren zur Rest-Nitrifikation und -Denitrifikation

Falls eine sehr weitgehende Nitrifikation während des Klärprozesses erreicht werden soll, kann dies durch Nachschalten einer zusätzlichen Nitrifikationsstufe erreicht werden. Für eine derartig nachgeschaltete Nitrifikation, die bereits weitgehend gereinigtes Abwasser behandeln soll, steht der Einsatz von Festkörperverfahren mit entsprechenden Aufwuchsflächen für sessile Nitrifikanten zur Verfügung. Damit die Nitrifikanten nicht durch abtreibende heterotrophe Organismen beeinträchtigt werden, muß der nachgeschalteten Nitrifikationsstufe eine gut funktionierende

Feststoffabtrennung vorgeschaltet werden.

Restnitrifikationsstufen können als Belüftungsbecken mit eingebauten starren oder beweglichen bzw. schwimmenden Festkörpern ausgestattet werden. Durch die äußerst geringe Schlammproduktion ist die Nachschaltung einer Feststoffabtrennung nicht zwingend erforderlich; denn es entsteht pro 1 mg/l oxidierten Ammoniums maximal 0,1 mg/l abfiltrierbare Stoffe, die einen zusätzlichen CSB von 0,1 bis 0,2 mg/l im Abfluß verursachen.

Auch mittels einer nachgeschalteten Filtrationsstufe kann eine Restnitrifikation erreicht werden. Hierzu ist zum einen eine ausreichende Sauerstoffversorgung der Filter bzw. des zu filtrierenden Abwassers notwendig und zum anderen die Verwendung eines porösen Filtermaterials, damit während der Rückspülung der Filter zumindest Biomassereste in den Poren verbleiben können.

Zur Restdenitrifikation befinden sich biologisch aktive Filter mit zusätzlicher Kohlenstoffquelle in der Erprobung.

3.6

Chemisch-physikalische Stickstoffelimination

Die chemisch-physikalischen Verfahren zur Stickstoffelimination besitzen bei der kommunalen Abwasserreinigungstechnik nur eine untergeordnete Bedeutung. Zum einen ist dies begründet durch die relativ geringe Stickstoffkonzentration im kommunalen Abwasser und zum anderen sind die wirkungsvoll einsetzbaren biologischen Verfahren den chemisch-physikalischen Stickstoffeliminationsverfahren hinsichtlich der Investitions- und zum Teil auch der Betriebskosten überlegen. Bei bestimmten Industrieabwässern mit hohen Stickstoffgehalten, bei Wässern mit äußerst geringen organischen Inhaltsstoffen und ggf. bei Prozeßwässern der Schlammbehandlung finden die Verfahren der chemisch-physikalischen Stickstoffentfernung ihren Einsatz. Im Hinblick auf ihre beschränkte Bedeutung für die kommunale Abwasserbehandlung sollen sie an dieser Stelle nur kurz genannt werden:

- Ammoniakstrippung

Hier muß der pH-Wert des Abwassers durch Kalk oder Natronlauge auf einen hohen Wert (ca. pH = 11) angehoben werden.

Das nun vorliegende Ammoniak-Gas kann durch Einblasung von Luft oder Dampf aus dem Abwasser gestrippt und muß anschließend abgeschieden werden.

- Magnesium-Ammonium-Phosphatfällung

Ammonium geht mit phosphorsauren Magnesiumsalzen eine Verbindung ein, die auskristallisiert und mittels Sedimentation aus dem Abwasser abgetrennt werden kann (MAP-Verfahren). Für die Behandlung von kommunalem Abwasser kommt das Verfahren i.a. nicht in Betracht. Jedoch kann es zur Stickstoffelimination aus Filtraten der Schlammwässerung eingesetzt werden, da hier gegenüber dem normalen Abwasser der Ammoniumgehalt oft bei 500 bis 1000 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ liegt.

- Knickpunkt-Chlorung

Die aus der Trinkwasseraufbereitung bekannte Knickpunkt-Chlorung führt zu einer Stickstoffelimination durch das Entweichen von sich bildendem elementarem Stickstoff (N_2). Das Verfahren ist jedoch für die kommunale Abwasserreinigung wegen der gleichzeitigen Bildung von Organochlorverbindungen problematisch.

- Ionenaustauschverfahren

Zur gezielten Entfernung von Ammonium können selektive Ionenaustauscher eingesetzt werden. Das einzige bisher mit Erfolg eingesetzte Ionenaustauschermaterial zur Ammoniumentfernung ist Klinoptilolith (ein natürlicher Zeolith).

- Umkehrosmose

Hierbei wird das Abwasser mit hohem Druck durch Membran-Module gepreßt. Die halbdurchlässige Membrane wirkt als Sperre für nahezu alle gelösten Abwasserinhaltsstoffe, jedoch für Ammonium nur mit mäßigem Wirkungsgrad.

4. Meß-, Steuerungs- und Regelungstechnik

4.1 Einleitung

Kommunale Abwasserbehandlungsanlagen hatten bisher vorrangig die Aufgabe, sauerstoffzehrende Stoffe, gemessen als BSB₅ und CSB, aus dem Abwasser zu entfernen. Dieses Ziel kann in mechanisch-biologischen Behandlungsstufen mit relativ einfacher Prozeßleittechnik unterstützt werden.

Die Elimination der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor sowie die Änderung der Überwachungsmodalitäten machen eine Erweiterung der Prozeßleittechnik notwendig. Dabei wird eine Regelung der Ablaufkonzentrationen unterhalb der Überwachungswerte angestrebt. Die Wahl der zu diesem Zweck eingesetzten Systeme hat sich an den behördlichen Anforderungen, der gewählten Verfahrenstechnik und aus wirtschaftlichen Gründen auch an der Größe der Abwasserbehandlungsanlage zu orientieren.

Da die Thematik der Prozeßleittechnik in der Literatur eine untergeordnete, jedoch in Zukunft in der Praxis eine große Rolle spielt, sind die nachfolgenden Ausführungen bewußt sehr detailliert gefaßt.

Neben der traditionellen Registrierung mit Schreibstreifen oder Zahlendruckern entwickelt sich heute auch in kleineren Abwasserbehandlungsanlagen die Meßwerterfassung mit speicherprogrammierbaren Steuerungen (SPS) und Microcomputern immer mehr zur Regel der Technik. Gerade bei kleineren, nicht ständig personell besetzten Anlagen eröffnet sich dadurch die Möglichkeit einer Fernüberwachung. Die Informationen werden automatisch zu einer zentralen Leitstelle über Post-Wählleitungen übertragen. Selbst wenn keine Möglichkeit zum direkten Eingreifen in den Betriebsablauf der überwachten Anlage besteht, fördert die schnelle und lückenlose Information über den Zustand der unbemannten Anlage eine gezielte Störfallanalyse und die effektive Entsendung von Entstörungstrupps.

4.2

Messung von Qualitätsparametern

Als Messungen für Steuerungen und Regelungen in Abwasserbehandlungsanlagen kommen zwei Methoden in Frage. Das ist zum einen die häufige manuelle Bestimmung von Einzelproben im Labor (z.B. arbeitstäglich) und zum anderen die kontinuierliche Messung mit online-Analysenautomaten.

Für Untersuchungen im Betriebslabor werden Stichproben oder Mischproben ggf. manuell filtriert und nach Reagenzienzugabe (meist in vorgefüllten Testküvetten) photometrisch untersucht. Von der Probenahme bis zum Vorliegen des Meßwertes benötigt eingearbeitetes Fachpersonal weniger als eine halbe Stunde (beim CSB 2,5 Stunden). Das Ergebnis der Untersuchung kann vom Bediener manuell umgesetzt oder unverzüglich in das Prozeßleitsystem eingegeben werden.

Die Messung von Qualitätsparametern mit Hilfe von online-Analysenautomaten erfolgt in kontinuierlich aus dem Belebungsbecken oder den verbindenden Gerinnen geförderten Teilströmen. Vor der Analyse ist die Abtrennung von abfiltrierbaren Stoffen unumgänglich. Hierzu werden Ultrafiltrationseinheiten erfolgreich eingesetzt, die mit hohem Überschuß beschickt und mit hoher Geschwindigkeit durchströmt werden /18/. Dadurch wird der im Membranschlauch anfallende Filterkuchen weggespült. Dennoch ist eine wöchentliche Reinigung mit Chlorbleichlauge im Wechsel der zwei benötigten Filtermodule erforderlich /19/.

Die mit dem Permeat beschickten online-Analysenautomaten werden heute von mehreren Herstellern angeboten. Sie arbeiten nach unterschiedlichen Meßverfahren. In der Praxis haben sich folgende Bestimmungsmethoden besonders bewährt /20/:

- Ammonium Messung mit ionensensitiver Elektrode
- Nitrat Photometrische Bestimmung über UV-Absorption
- Phosphat Messung kolorimetrisch.

Zur online-Erfassung der organischen Verschmutzung ist der Einsatz eines Kurzzeit-BSB-Meßgerätes möglich.

Vor der Erläuterung einiger beispielhafter Lösungen zur Regelung der Stickstoffelimination ist eine kurze Einführung in die Terminologie der MSR-Technik erforderlich.

4.3

Definition "Steuern und Regeln"

Nach DIN 19226 /21/ ist das Steuern - die Steuerung - der Vorgang im System, bei dem eine oder mehrere Größen als Eingangsgrößen andere Größen als Ausgangsgrößen auf Grund der dem System eigentümlichen Gesetzmäßigkeit beeinflussen. Kennzeichen für das Steuern ist der offene Wirkungsablauf über das einzelne Übertragungsglied oder die Steuerkette.

Das Regeln - die Regelung - ist ein Vorgang, bei dem eine Größe, die zu regelnde Größe (Regelgröße), fortlaufend erfaßt, mit einer anderen Größe, der Führungsgröße, verglichen und abhängig vom Ergebnis dieses Vergleichs im Sinne einer Angleichung an die Führungsgröße beeinflußt wird. Der sich dabei ergebende Wirkungsablauf findet in einem geschlossenen Kreis, dem Regelkreis, statt. Die Regelung hat die Aufgabe, trotz störender Einflüsse den Wert der Regelgröße an den durch die Führungsgröße vorgegebenen Wert anzugleichen, auch wenn dieser Angleich im Rahmen gegebener Möglichkeiten nur unvollkommen geschieht. Der Vorgang der Regelung kann auch dann als fortlaufend angesehen werden, wenn er sich aus einer hinreichend häufigen Wiederholung gleichartiger Einzelvorgänge zusammensetzt (Abtastregelung). Auch der Mensch kann als Glied eines Regelkreises mitwirken (Handregelung).

4.4

Regelung der Stickstoffelimination

4.4.1

Allgemeines

Das Ziel der Regelung der Stickstoffelimination besteht darin, den Betrieb der Abwasserbehandlungsanlage so zu gestalten, daß trotz des Auftretens von Störgrößen die Stickstoffüberwachungswerte nicht überschritten werden.

Als Störgrößen kommen die unter Kapitel 3 beschriebenen Einflußgrößen auf die Stickstoffelimination in Betracht.

Wichtigste Voraussetzung für den Erfolg dieser Bestrebungen ist die bauliche und maschinentechnische Ausstattung der Behandlungsanlage. Beckenvolumen oder Belüftungskapazität kann generell nicht durch MSR-Technik substituiert werden. Unter bestimmten Voraussetzungen - ausreichende Dimensionierung, aber extreme Störgrößen - kann eine verbesserte oder weitergehende Leittechnik mit Steuerungen oder Regelungen durch Steigerung der Prozeßstabilität die Wahrscheinlichkeit der Überschreitung von Überwachungswerten verringern.

Die vier analytisch zu unterscheidenen Formen des Stickstoffs bilden in ihrer Summe den Gesamtstickstoff (vgl. 2.):

$$N_{\text{ges}} = N_{\text{org}} + \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$$

Da die Ammonifizierung des organisch gebundenen Stickstoffs prozeßtechnisch nicht zu beeinflussen ist, bleiben als wesentliche für eine Prozeßsteuerung verwendbare Parameter die Konzentrationen des Ammoniums ($\text{NH}_4\text{-N}$) und des Nitrats ($\text{NO}_3\text{-N}$) oder bei bestimmten Meßgeräten die Summe aus $\text{NO}_2\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ ($\text{NO}_x\text{-N}$). In eingefahrenen und richtig betriebenen Anlagen sind die Nitritkonzentrationen sehr gering und übersteigen üblicherweise 1 mg/l nicht. In diesem Falle können sie ganz außer Betracht bleiben. Die leittechnischen Aktivitäten sind also auf das Ziel auszurichten, die Überwachungswerte einzuhalten. Wird dieses Ziel hinsichtlich der Stickstoffparameter erreicht, so braucht den Kohlenstoffparametern BSB_5 und CSB keine besondere Beachtung geschenkt zu werden, da sie in diesem Falle auf einen im biologischen Reaktor nicht mehr zu beeinflussenden niedrigen Niveau liegen.

4.4.2 Regelkreise der Nitrifikation und der Denitrifikation

Die verschiedenen Denitrifikationsverfahren stellen sehr unterschiedliche Anforderungen an die Prozeßleittechnik. Im Falle einer vorgeschalteten Denitrifikation ist bei ausreichend dimensionierten Reaktionsräumen die Regelung der Stickstoffparameter im allgemeinen mit Hilfe einer intensivierten Selbstüberwachung und daraus abgeleiteter Handregelung möglich. Bei weitergehenden Anforderungen, niedrigen Abwassertemperaturen, höherem Industrieabwasseranteil oder starker Rückbelastung aus der Schlammbehandlung kann eine weitergehende Ausstattung der prozeßleittechnischen Einrichtungen notwendig werden.

Am nachfolgenden Beispiel sollen alle bei einer einstufigen Belebungsanlage mit vorgeschalteter Denitrifikation und nachgeschalteter Rest-Nitrifikation denkbaren Regelkreise erläutert werden (vgl. Abb. 11), die sicherlich nicht alle gleichzeitig in einer Behandlungsanlage vorzusehen sind.

Die Ammoniumoxidation findet hier in zwei Stufen, im aeroben Nitrifikationsbecken und in der nachgeschalteten Filtration mit intensivierter biologischer Wirksamkeit statt. Die Nitrifikation kann also mit zwei einschleifigen Regelkreisen geregelt werden (Kreis 1 und 2 in Abb. 11).

Dazu wird die Ammoniumkonzentration jeweils im Ablauf dieser Reaktoren gemessen. Stellglieder sind z.B. Blendenregulierschieber, die in den Volumenstrom der Luft eingreifen und damit den Massenstrom des eingetragenen Sauerstoffs beeinflussen.

Die Regelung der Denitrifikation erfordert einen weitaus höheren leittechnischen Aufwand. Im dargestellten Beispiel sind einmal exemplarisch alle möglichen zusätzlichen Einrichtungen aufgenommen.

1. Abwasser-Volumenstromregelungen zur Ausschöpfung aller internen Kohlenstoffquellen
 - Abwasser aus Ausgleichsbecken bei Bewirtschaftung des Kanalnetzes (Ausnahmefälle)
 - Bypass einer Vorbehandlungsstufe.

2. Volumenstromregelung zur Nitratrückführung

- Rücklaufschlamm aus Nachklärbecken
- Rezirkulation

Der erste Regelkreis für Nitrat beginnt mit der Messung des Nitrats im Ablauf des Denitrifikationsbeckens (Regelkreis 3). Der zugehörige Regler fordert beim Anstieg der Nitratkonzentration mehr kohlenstoffhaltiges Abwasser an und aktiviert eine oder mehrere der zusätzlichen Belastungen aus den Ausgleichsbecken. Hier sind unterlagerte Regelungen möglich, welche die unterschiedlich konzentrierten Wässer so mischen, daß sie einen bestimmten BSB_5 oder ein bestimmtes BSB_5/NH_4-N -Verhältnis aufweisen. Die Messung erfolgt jeweils mit online-Meßgeräten im Zulauf zum Denitrifikationsbecken nach Vermischung der Teilströme.

Ein weiterer Regelkreis (Regelkreis 4) für Nitrat ist möglich, der die Nitratkonzentration im Mischfluß (Ablauf des Belebungsbeckens zum Nachklärbecken) mißt und die Nitratrückführung mit dem Rücklaufschlamm- und Rezirkulationsvolumenstrom beeinflusst. Da der Rücklaufschlamm bereits nach anderen Kriterien geregelt wird, kommt hauptsächlich die Beeinflussung der Rezirkulation infrage. Sie wird durch die Förderkosten und eine mögliche Verschleppung von gelöstem Sauerstoff in das anoxische Becken nach oben begrenzt.

In größeren Systemen mit Prozeßrechner können die genannten Einzelregelungen zusammengefaßt und im Sinne einer Prozeßoptimierung nach übergeordneten Gesichtspunkten als vermaschte Regelungen und Steuerungen bearbeitet werden.

Bei der simultanen Denitrifikation ergibt sich die Notwendigkeit, den örtlichen oder zeitlichen Wechsel von aeroben und anoxischen Milieubedingungen zu steuern. Im voll durchmischten Becken kommt nur eine intermittierende Belüftung infrage. Diese kann entweder nach der Ammoniumkonzentration oder nach der Nitratkonzentration gesteuert werden. Für beide Parameter ergibt sich daraus eine 2-Punkt-Regelung (Sägezahnverlauf der Konzentration). Bei der

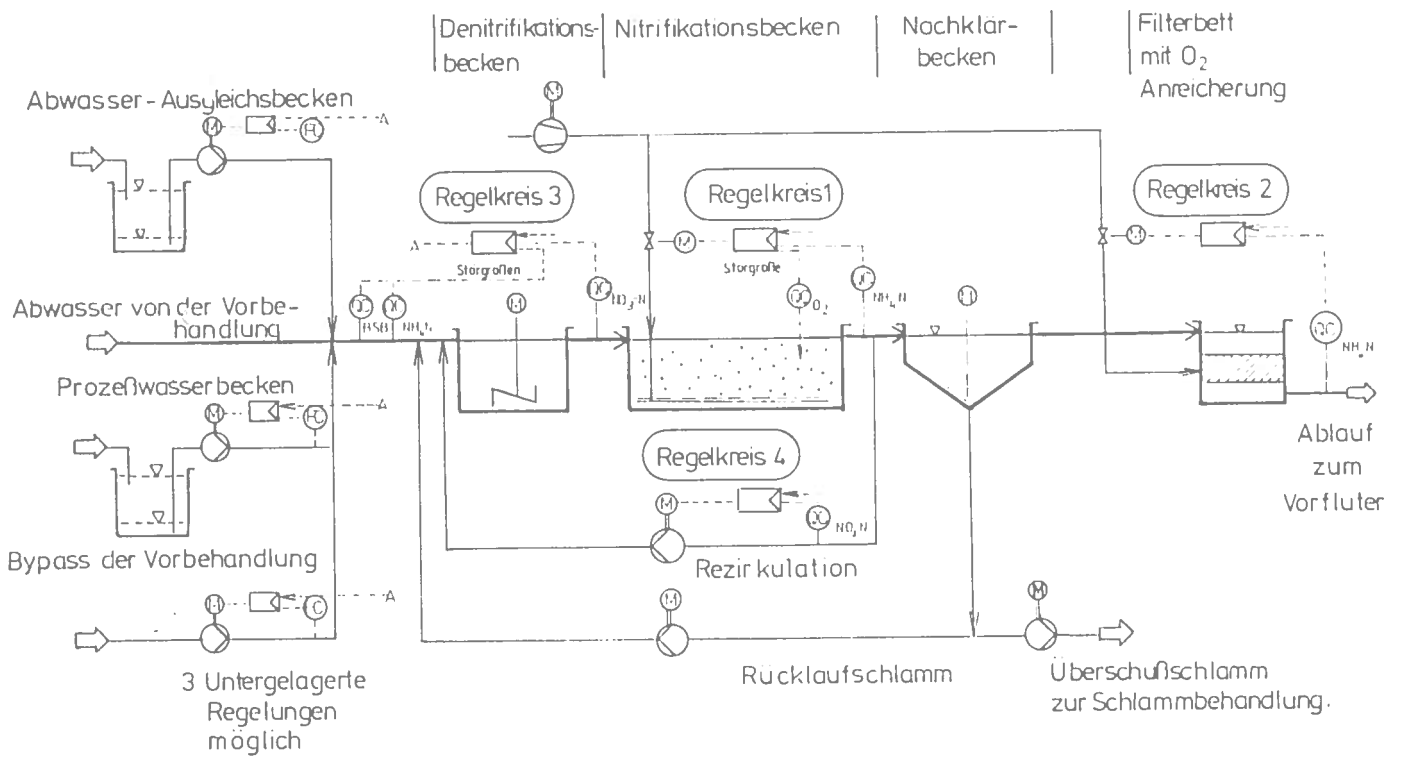
Steuerung des Sauerstoffeintrags nach der Ammoniumkonzentration wird die Belüftung bei Unterschreitung eines unteren Grenzwertes ausgeschaltet und bei Überschreitung eines oberen Grenzwertes wieder eingeschaltet. Die Regelung der Ammoniumkonzentration bringt eine sichere Einhaltung des Betriebswertes für Ammonium. Der Erfolg der Denitrifikation ist vom BSB_5/N -Verhältnis abhängig (vgl. Abb. 12).

Die Steuerung des Sauerstoffeintrages nach der Nitratkonzentration erfordert die Einschaltung der Belüftung bei Unterschreitung des unteren Grenzwertes und die Ausschaltung bei Erreichen des oberen Grenzwertes. Sie garantiert eine gute Denitrifikation, kann aber zu höheren Ammoniumkonzentrationen im Ablauf führen. Ein auch für die Nitrifikation befriedigendes Ergebnis ist stark von der richtigen Wahl der Schaltpunkte betreffend Nitrat abhängig. Oft ist es notwendig, die automatische Regelung der Belüftung um eine zeit- oder sauerstoffabhängige Steuerung zu ergänzen, um eine ausreichende Nitrifikation in jedem Falle sicherzustellen. Auch eine Kombination der Ammonium- und der Nitratmessung zur Regelung der Belüftung ist prozeßtechnisch möglich.

Bei der simultanen Denitrifikation in Umlaufbecken lassen sich unter bestimmten bau- und maschinentechnischen Voraussetzungen (Bemessung als Stabilisierungsanlage sowie Entkopplung von Belüftung und Umwälzung) durch gute Anpassung der Sauerstoffeintragsleistung an den tatsächlichen Bedarf hohe Nitrifikations- und Denitrifikationswirkungsgrade erreichen. Eine automatische online-Analytik ist hierbei nicht unbedingt erforderlich. Es genügt eine arbeitstägliche Überwachung der beiden wichtigen Stickstoffparameter und die Anpassung der Sauerstoffeintragsregelung durch das Personal (Handregelung) 22.

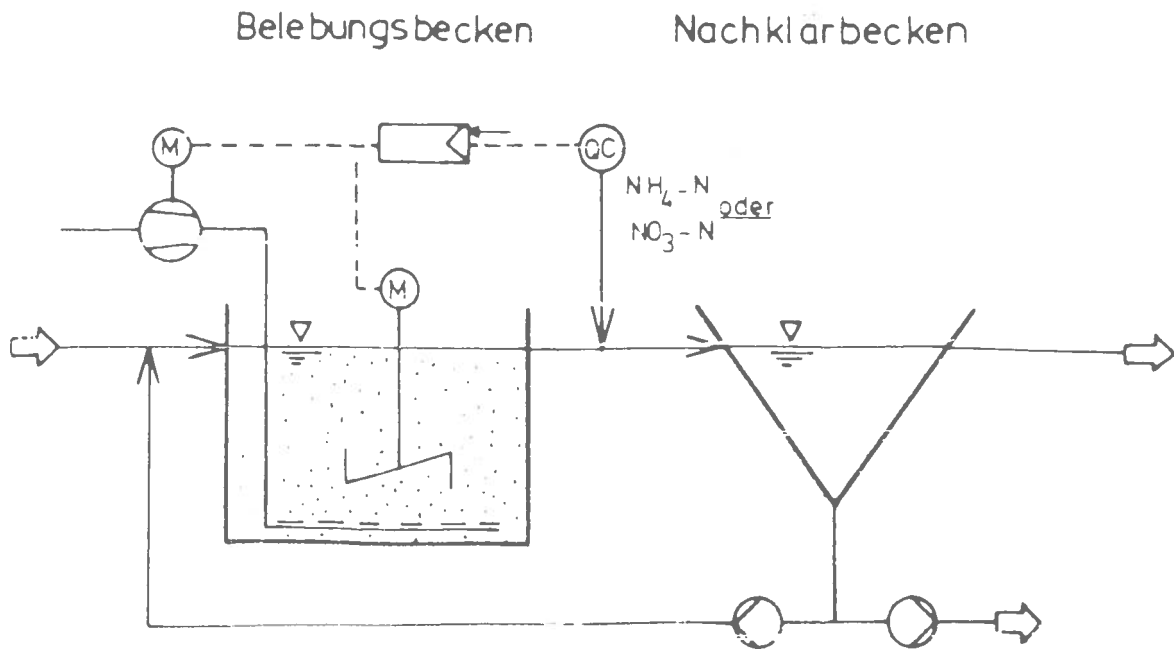
Für schwach belastete Belebungsanlagen mit simultaner Denitrifikation bei getrennter Belüftung und Umwälzung wird von einem Hersteller eine vereinfachte Steuerung zur weitergehenden Stickstoffelimination angeboten. Da zwischen der optimalen

Sauerstoffzufuhr und der Trübung im Überstand des abgesetzten Belebtschlammes ein gewisser Zusammenhang besteht, beschränkt sich die in einer Meßkabine untergebrachte Kompaktanlage auf die Messung der Trübung im Ablauf eines im Seitenstrom betriebenen Modell-Absetzbeckens. Die stufenweise Ein- und Ausschaltung von Belüftungsgebläsen erfolgt nach Grenzwerten der Trübung und des im Belebungsbecken gemessenen Sauerstoffgehalts /23/.

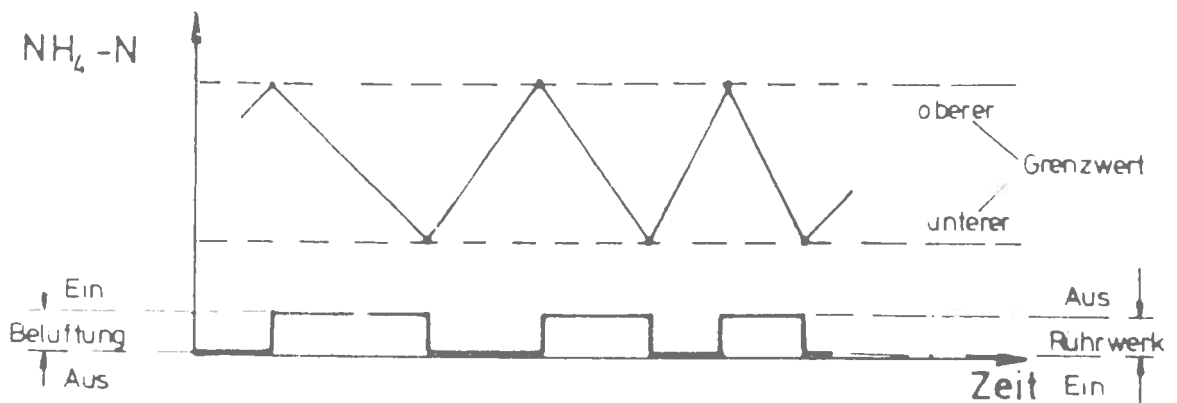


LEGENDE:		Kennbuchstabe	als Erstbuchstabe	als Folgebuchstabe
	MSR-Stellen-Kreis	F Q C	Durchfluß Qualitätsgröße	selbsttätige Regelung
	Regler			
	Flüssigkeitspumpe	Regelkreis 1	Aufgaben	
	Verdichter	2	Nitrifikation in der Filteranlage. Sicherung der erf. Sauerstoffzufuhr in das Filterbett.	
	Rührer	3	Denitrifikation, Sicherung der organischen Bebelastungen im Denitrifikations- becken durch Aktivierung interner Kohlenstoffquellen.	
	Signalflußweg	4	Denitrifikation, Sicherung der Rück- führung von Nitrat zum Denitrifika- tionsbecken.	

Abb. 11: Regelung der Stickstoffelimination beim schwach belasteten Belebungsverfahren mit vorgeschalteter Denitrifikation und Restnitrifikation in einer Filteranlage



Steuerung der Belüftung nach der Ammoniumkonzentration



Steuerung der Belüftung nach der Nitratkonzentration

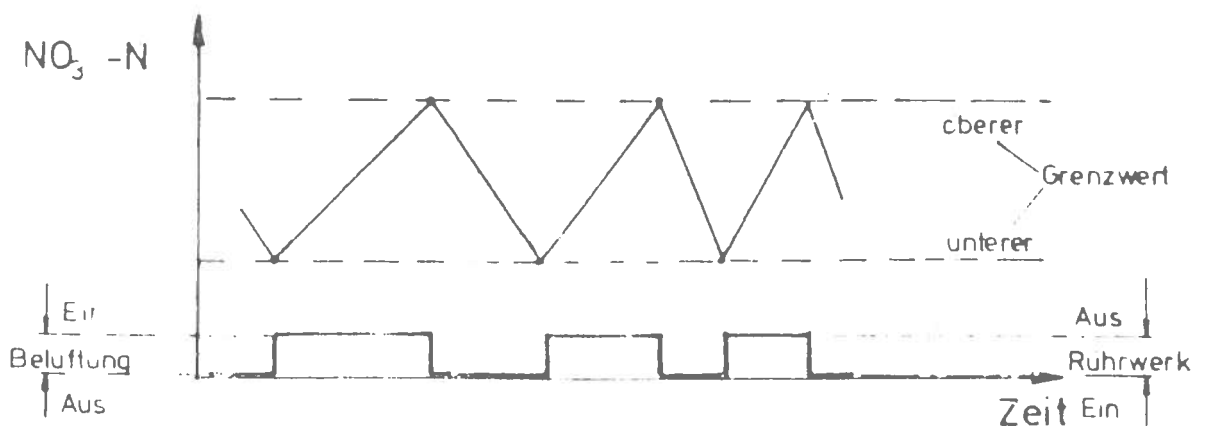


Abb. 12: 2-Punkt-Regelung der simultanen Denitrifikation in einem voll-durchmischten Belebungsbecken bei getrennter Belüftung und Umwälzung

5. Wechselwirkung zwischen Phosphorelimination und Stickstoffentfernung

Vor dem Hintergrund der Überlegung, viele Kläranlagen auf die gleichzeitige Elimination von N und P umrüsten zu wollen, verdienen die Wechselbeziehungen zwischen den dabei eingesetzten Behandlungsprozessen besondere Beachtung.

Während bei der Stickstoffelimination die ausschließliche Anwendung der in diesem Leitfaden beschriebenen biologischen Verfahren unstrittig ist, wird bei der Phosphorentfernung neben der bewährten chemischen Fällung immer häufiger auch die Anwendung der vermehrten biologischen P-Elimination geplant.

Von der chemischen P-Fällung gehen Wirkungen auf den Prozeß der Nitrifikation aus, ohne daß die Nitrifikation oder Denitrifikation ihrerseits den Fällungsprozeß nennenswert beeinflußt. Die vermehrte biologische Phosphorelimination kann unter bestimmten Umständen ebenfalls Einfluß auf die Nitrifikation ausüben. Umgekehrt spielt auch die Denitrifikation eine entscheidende Rolle für die erfolgreiche Anwendung der vermehrten biologischen Phosphorelimination.

5.1 Chemische Phosphorelimination durch Fällung

Die Zugabe von Fällmittel zur simultanen P-Entfernung bewirkt einige wesentliche Änderungen der Rahmenbedingungen der im Belebungsbecken stattfindenden Prozesse. Im Hinblick auf die Nitrifikation sind in der Hauptsache die folgenden drei Einflüsse von Bedeutung:

- Verminderung des Schlammalters,
- Veränderung der Säurekapazität und des pH-Wertes,
- Beeinflussung der Stoffwechselgeschwindigkeit der Nitrifikanten.

Eine ausführliche Behandlung dieser drei Wechselbeziehungen wird im "Technischen Leitfaden zu Elimination von Phosphor in kommunalen Kläranlagen" (LWA-Merkblatt Nr. 1) vorgenommen. Ergänzend zur den dortigen Ausführungen ist zu erwähnen, daß bei zweistufigen Belebungsanlagen die Fällung in der ersten Stufe zu Problemen führen kann, da die ausreichende Versorgung mit Kohlenstoffverbindungen zur Denitrifikation in der 2. Stufe noch zusätzlich erschwert wird (vgl. 3.1). Wird in der zweiten Stufe gefällt, muß die Beeinflussung des Schlammalters durch die Zugabe des Fällmittels bei der Bemessung berücksichtigt werden (vgl. 3.2.2.3). Kommt es bei schwachgepufferten Abwässern durch die Metallsalzzugabe zu Engpässen bei der Säurekapazität, ist die zusätzliche Dosierung von Kalk oder der Einsatz basischer Fällmittel in Erwägung zu ziehen.

5.2 Vermehrte biologische Phosphorelimination

5.2.1 Grundlagen

Wird belebter Schlamm abwechselnd anaeroben (sauerstofffreien) und aeroben (belüfteten) Verhältnissen ausgesetzt, nimmt er in der belüfteten Zone mehr Phosphat (15 bis 50 g P/kg TS) auf, als er normalerweise zum Aufbau von Biomasse (ca. 10 g P/kg TS) benötigt. Diese Mehraufnahme wird mit "luxury uptake" bezeichnet und kann gezielt ausgenutzt werden, um Phosphat im Belebtschlamm anzureichern. Die Entnahme des Phosphors aus dem Belebungssystem erfolgt entweder ausschließlich mit dem phosphatreichen Überschussschlamm (Hauptstromverfahren) oder zusätzlich, indem ein Teil des Rücklaufschlammes durch ein Anaerobbecken (Eindicker) geleitet wird /24/ /25/. Im Anaerobbecken geben die Bakterien das Phosphat ab. Das herausgelöste Phosphat wird mittels Kalkfällung aus dem abfließenden Überstandswasser ausgefällt (Nebenstromverfahren). Die schematische Anordnung der beiden Verfahren ist in Abb. 13 dargestellt.

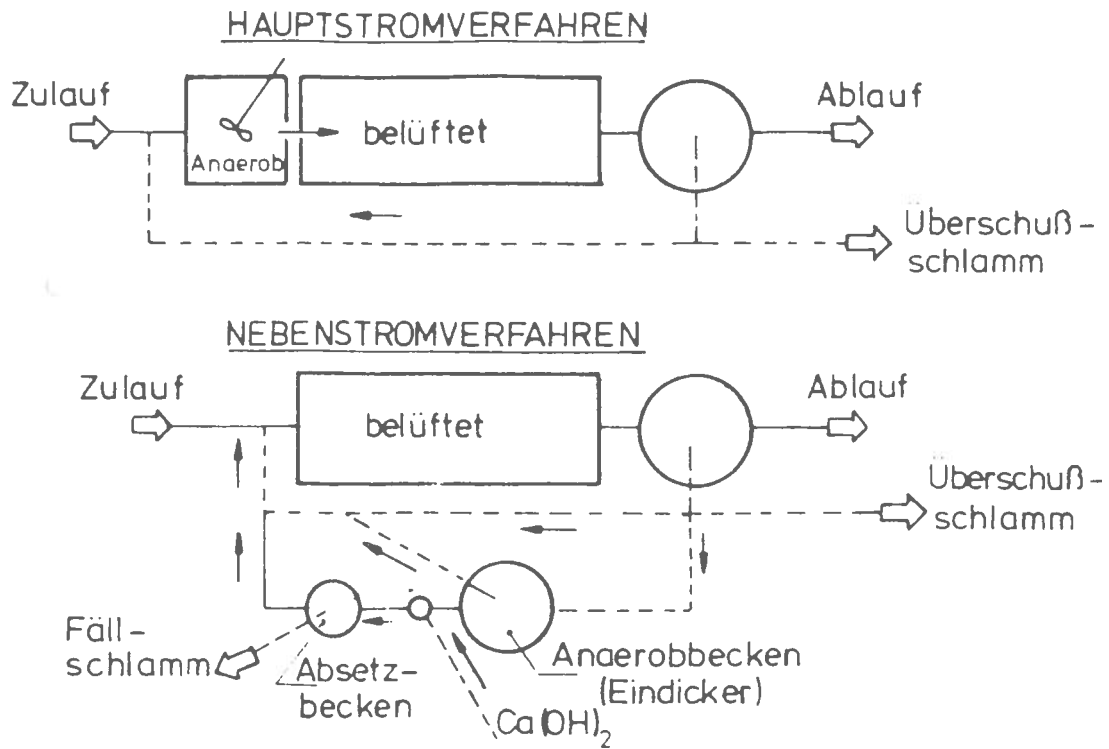


Abb. 13: Schematische Darstellung des Haupt- und Nebenstromverfahrens zur vermehrten biologischen Phosphorelimination

Voraussetzung für einen wirkungsvollen Betrieb der vermehrten biologischen Phosphorelimination ist ein möglichst großes Angebot an geeigneten organischen Verbindungen (wie z.B. organischen Säuren) und die Abwesenheit von gelöstem (O_2) und gebundenem (NO_3) Sauerstoff im anaeroben Becken.

Entstehen die organischen Säuren nicht bereits im Kanalnetz aufgrund hoher Verschmutzungskonzentrationen und langer Fließzeit, muß ihre Bildung auf der Kläranlage gefördert werden. Dies läßt sich z.B. durch eine Versäuerung des Vorklärschlammes mit Einleitung des Trübwassers in das anaerobe Becken erreichen.

In nitrifizierenden Belebungsanlagen ist eine wirkungsvolle Denitrifikation Voraussetzung für die vermehrte biologische Phosphorelimination, damit der Rücklaufschlamm nicht zuviel störendes Nitrat in das anaerobe Becken einschleppt. Hierzu wurde eine Vielzahl von Verfahren entwickelt, die den Hauptstromverfahren zuzurechnen sind (vgl. Abb. 14).

5.2.2

Bisherige Ansätze zur Bemessung

Versuchsergebnisse /25/ und Betriebserfahrungen ausgeführter Anlagen (Berlin-Ruhleben, Hildesheim, Schermbeck) zeigten sehr unterschiedliche Wirkungsgrade der vermehrten biologischen Phosphorelimination, ohne eindeutige Rückschlüsse auf direkte Bemessungsgrößen zuzulassen. Wichtigste Kenngröße ist die anaerobe Kontaktzeit bei Trockenwetter (Beckenvolumen/Summe aller Zuflüsse). Die ATV /4/ empfiehlt 1-3 Stunden anaerobe Kontaktzeit. Auf der Kläranlage Schermbeck erwiesen sich bei Anwendung des modifizierten UCT-Verfahrens mindestens 2 Stunden Kontaktzeit als notwendig.

Außerdem wurde bei diesen großtechnischen Versuchen die Bildung von organischen Säuren durch eine Versäuerung des Vorklärschlammes erreicht (5 Tage Verweilzeit im Trichter des Vorklärbekens). Das Auswaschen der organischen Säuren erfolgte durch Rückführung des Vorklärschlammes in den Zulauf. Betriebliche Probleme bei Regenwetter können dadurch vermieden werden, daß die Versäuerung des Schlammes in einen separaten Eindicker verlagert wird.

Neuere Untersuchungen /25/ zeigen, daß die Wirkung der vermehrten biologischen Phosphorelimination nicht nur von der anaeroben Kontaktzeit sondern auch vom Schlammalter im Belebungsbecken ab-

hängt, und zwar sowohl beim Haupt- als auch beim Nebenstromverfahren. Während bei sehr kurzen Schlammaltern von zwei Tagen und darunter keine nennenswert erhöhte biologische P-Elimination erzielt werden konnte, zeigte sich für beide Prozesse ein gewisses Optimum zwischen 4 und 13 Tagen.

5.2.3

Mögliche Eliminationsleistung beim Hauptstromverfahren

Das BSB_5/P -Verhältnis im Zulauf zur Belebungsanlage ist entscheidend für die eliminierbare Phosphatfracht. Diese wird im Hauptstromverfahren begrenzt durch die mögliche Phosphataufnahme des Überschussschlammes. Mit der erreichbaren Phosphorkonzentration im Überschussschlamm $C_{P, \text{ÜS}}$ (g P/kg TS), der Überschussschlammproduktion ÜS (kg TS/d) und dem Durchfluß Q (m^3/d) ergibt sich die Phosphorelimination, ausgedrückt als Konzentration:

$$\Delta C_P = C_{P, \text{ÜS}} \cdot \text{ÜS}/Q \quad (\text{Gl. 8})$$

Nur unter sehr günstigen Voraussetzungen, die im Zusammenhang mit den anderen Reinigungszielen selten zu gewährleisten sind, können 5 % P in der Schlamm-trockenmasse (50 g P/kg TS) erreicht werden. Hohe Phosphorgehalte in Relation zum BSB_5 im Zufluß können damit nicht ausschließlich im Hauptstromverfahren eliminiert werden.

Auf der Kläranlage Schermbeck /26/ wurde mit normalem kommunalem Abwasser der Phosphorgehalt von 7,5 mg/l im Zufluß auf im Mittel 1,5 mg/l im Abfluß gesenkt (modifiziertes UCT-Verfahren mit Kaskadendenitrifikation).

Auf den Klärwerken Berlin-Ruhleben und Berlin-Marienfelde wurden unter extrem günstigen Bedingungen hinsichtlich der Abwasserzusammensetzung und des Kanalisationssystems mittlere Abflußkonzentrationen unter 1 mg P_{ges}/l , phasenweise unter 0,5 mg P_{ges}/l erreicht (Phoredox-Verfahren, Kontaktzeit im Anaerobbecken $> 0,5$ Stunden). Es ist nicht bekannt, daß ähnlich gute Resultate bislang in Deutschland auf anderen Kläranlagen erzielt wurden. Trotz der zum Teil sehr ermutigenden Ergebnisse wird man jedoch bei der vermehrten biologischen P-Elimination in der Regel nicht

auf die zusätzliche Einrichtung einer chemischen Fällung verzichten können, die ergänzend zum biologischen Prozeß zuzuschalten ist. Bei der Bemessung der Fällmitteldosieranlage, der Belebungsstufe und ggf. auch der Schlammbehandlung ist nur die gesichert zu erreichende P-Eliminationsleistung der mechanisch-biologischen Stufe (ohne luxury uptake) in Ansatz zu bringen (20-40 %).

Um die Wirkung der vermehrten biologischen P-Elimination optimal auszunutzen, empfiehlt es sich, den Phosphatgehalt im Abfluß des Belebungsbeckens kontinuierlich zu messen und die Fällmitteldosiermenge hiernach zu regeln (Abb. 15).

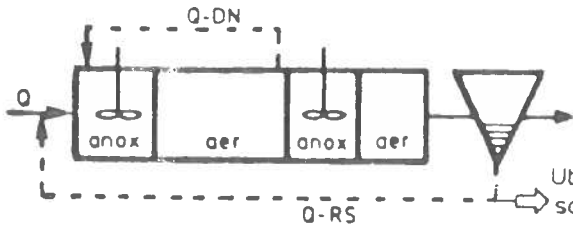
5.2.4

Mögliche Eliminationsleistung beim Nebenstromverfahren

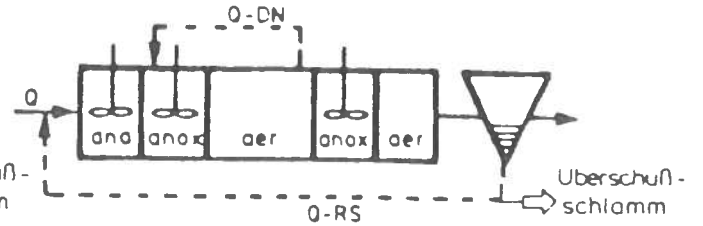
Die vermehrte biologische P-Elimination im Nebenstromverfahren ist verfahrensbedingt weniger störanfällig, beispielsweise gegenüber Schwankungen des Sauerstoffgehaltes im Zufluß der Kläranlage oder bei Sauerstoffverschleppung aus dem aeroben in den anaeroben Bereich, als im Hauptstromverfahren.

Die aus den USA bekannten hohen P-Eliminationsleistungen von Nebenstromanlagen wurden im Zusammenhang mit höheren Belastungen im Belebungsbecken erreicht, als sie in der Bundesrepublik zukünftig üblich sind.

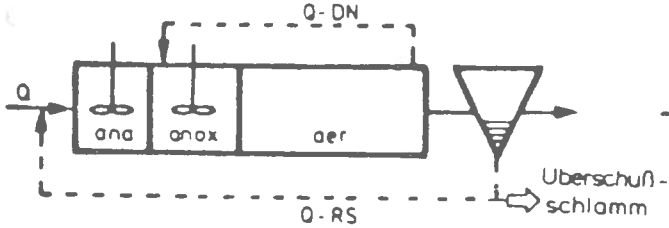
a) Bardenpho-Verfahren



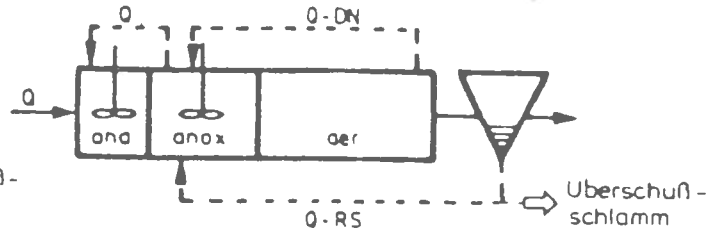
b) modif Bardenpho- oder Phoredox-Verfahren



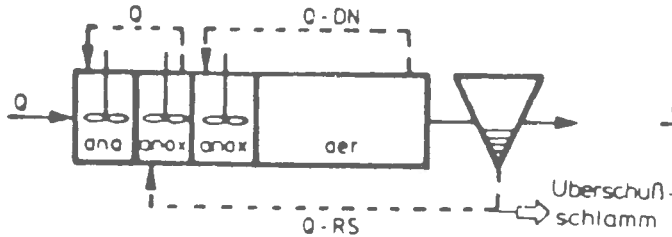
c) modifiziertes Phoredox-Verfahren



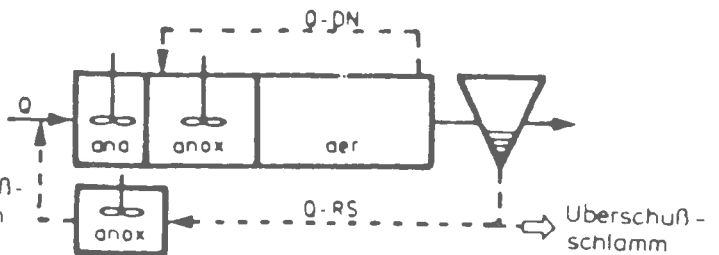
d) UCT-Verfahren



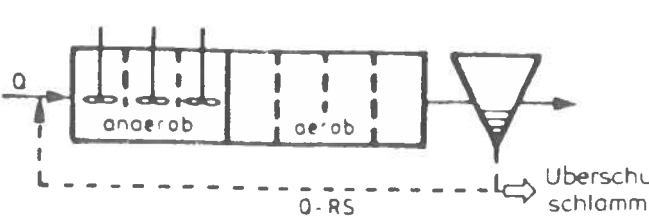
e) modifiziertes UCT-Verfahren



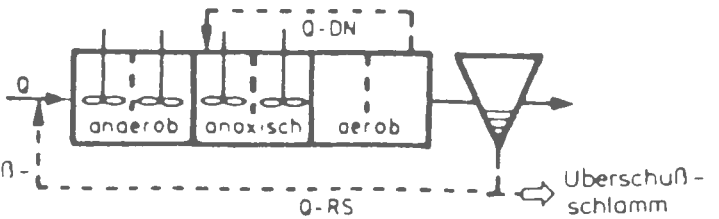
f) JHB-Verfahren



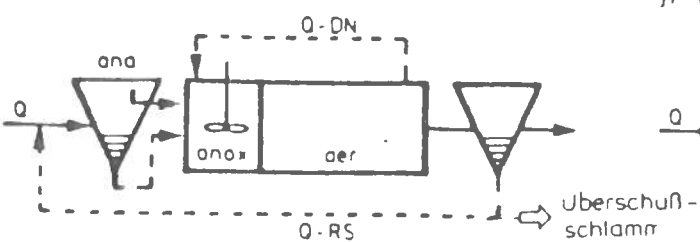
g) A/O-Verfahren



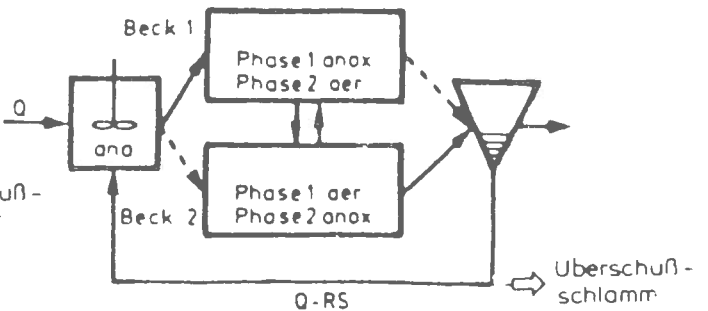
h) A²/O-Verfahren



i) EASC-Verfahren



j) Bardenpho-Verfahren



k) SBR-Verfahren

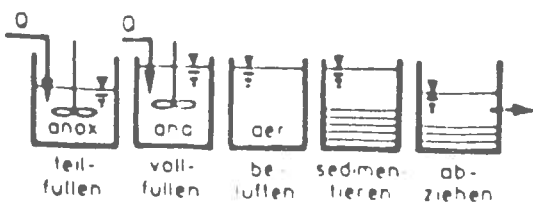


Abb. 14: Schematische Darstellung der Hauptstromverfahren für die vermehrte biologische Phosphorelimination aus /25/.

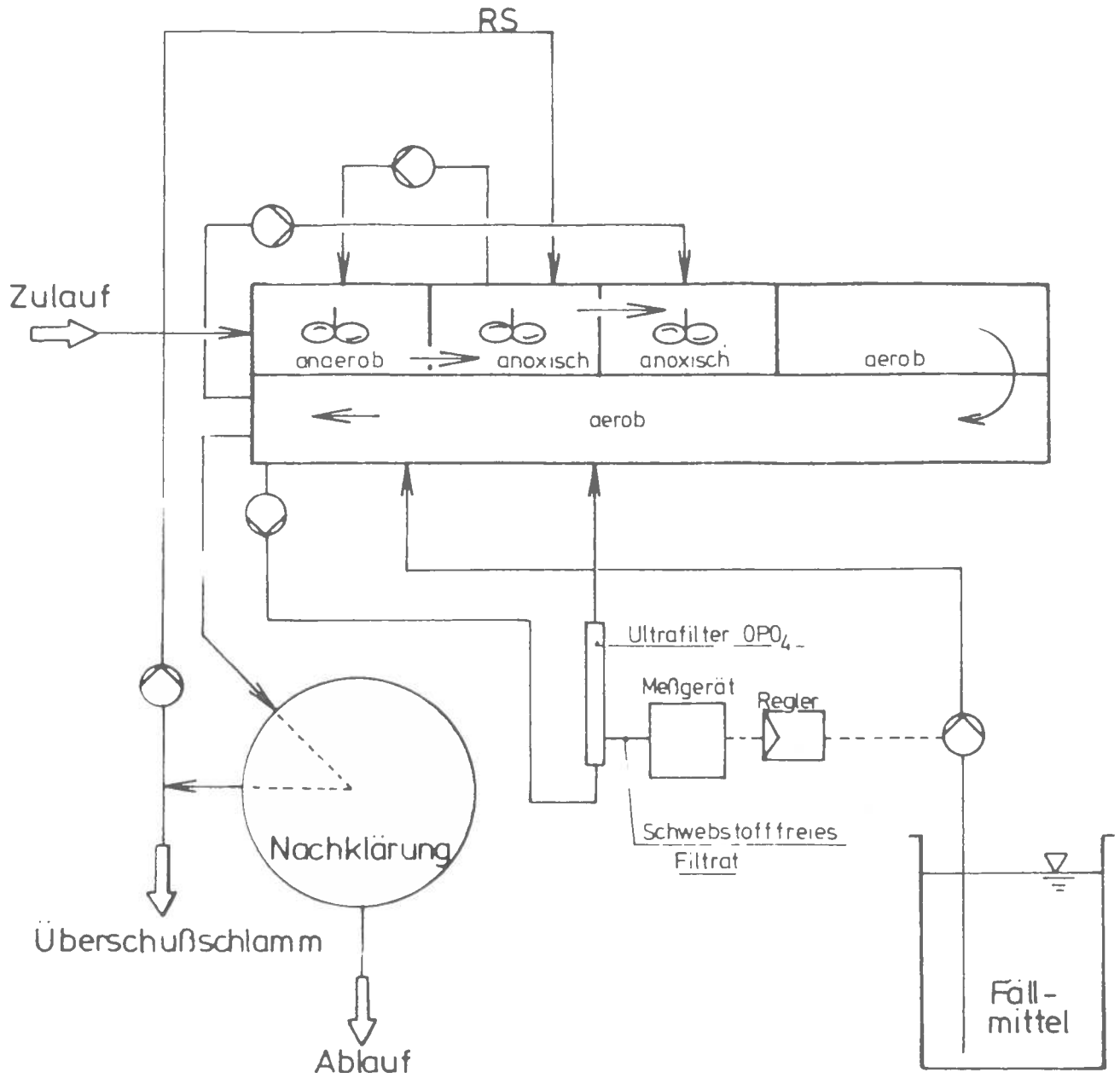


Abb. 15: Kombination der vermehrten biologischen und der chemischen P-Elimination, Regelung der Simultan-Fällung

6.

Wechselwirkungen zwischen Stickstoffelimination, Schlamm-eigen-schaften und Schlammbehandlung

Um das für eine weitgehende Nitrifikation erforderliche Schlamm-alter zu erreichen, ist eine entsprechend geringe Schlammbe-lastung im Belebungsbecken erforderlich (vgl. Kapitel 2 und 3). Mit abnehmender Schlammbelastung bzw. zunehmendem Schlammalter geht die spezifische Überschussschlammproduktion $\ddot{U}S_B$ zurück. Der Rückgang der spezifischen Überschussschlammproduktion ist bedingt durch die Selbstaufzehrung des belebten Schlammes infolge Zellab-bau (Autolyse).

Die Ermittlung der Überschussschlammproduktion erfolgt heute über-wiegend nach KAYSER /27/.

Die Tabelle 1 aus /4/ gibt die Überschussschlammproduktion $\ddot{U}S_B$ in Abhängigkeit vom Schlammalter (t_{TS}) und dem Verhältnis von TS_O (abfiltrierbare Stoffe) zu S_O (BSB_5) des Zuflusses zum Belebungs-becken wieder.

t_{TS} (d)	4	6	8	10	15	25
TS_O/S_O						
0,4	0,74	0,70	0,67	0,64	0,59	0,52
0,6	0,86	0,82	0,79	0,76	0,71	0,64
0,8	0,98	0,94	0,91	0,88	0,83	0,76
1,0	1,10	1,06	1,03	1,00	0,95	0,88
1,2	1,22	1,18	1,15	1,12	1,07	1,00

Tabelle 3: Überschussschlammproduktion $\ddot{U}S_B$ (kg TS/kg BSB_5) in Abhängigkeit vom Schlammalter und dem Verhältnis TS_O (Membranfilter 0,45 um oder Glasfaserfilter) zu S_O im Zufluß bei 10°C aus /4/

Fällungsschlämme aus der Simultanfällung sind zusätzlich zu berücksichtigen (LWA Merkblatt Nr. 1).

Eine niedrige Schlammbelastung führt häufig zu günstigen Absetzeigenschaften des Schlammes. Unabhängig davon auftretende Probleme mit Blähschlamm sind in der Regel substratspezifisch und nicht dem Bereich "Stickstoffelimination" zuzurechnen. Zur Blähschlammproblematik wird auf den Arbeitsbericht der ATV "Verminderung und Bekämpfung von Blähschlamm und Schwimmschlamm" hingewiesen /28/.

Die Wechselwirkung zwischen P-Fällung und Nitrifikation muß beachtet werden (vgl. Kapitel 5). Der Verbrauch an Säurekapazität durch Nitrifikation allein bzw. Nitrifikation und P-Fällung führt zu einer pH-Wert-Absenkung im Belebungsbecken. Dies kann zu einer Auflösung der Belebtschlammflockenstruktur und damit zu einem Feststoffabtrieb aus der Nachklärung führen /29/. Dies führt zu einer Verschlechterung der Ablaufqualität im Hinblick auf Phosphor, Stickstoff, CSB und BSB₅. Die Konsequenz für einen prozeßstabilen Betrieb ist dann eine Regelung des pH-Wertes im Belebungsbecken bzw. der Rückgewinn von Säurekapazität durch gezielte Denitrifikation. Bei der Denitrifikation von kommunalem Abwasser ist mit einer Änderung des Schlammanfalles nicht zu rechnen. Durch die Denitrifikation verbessern sich tendenziell die Absetzeigenschaften; denn eine gezielte Denitrifikation verhindert in der Nachklärung eine "wilde" Denitrifikation mit den unerwünschten Begleiterscheinungen (Schwimmschlamm).

Bereits geringe Mengen von gasförmigem Stickstoff genügen, um Schlamm in der Nachklärung auftreiben zu lassen.

Bedingt durch die stärkere Mineralisierung des Belebtschlammes in Anlagen mit Nitrifikation gegenüber höher belasteten Anlagen wäre bei der anaeroben Schlammbehandlung (Faulung) ein geringerer Gasanfall zu erwarten. Hier ist auch das Primärschlammaufkommen von Bedeutung. Eine Verringerung des Gasanfalls konnte bisher in der Praxis nicht festgestellt werden. Im ausgefaulten Klärschlamm

liegt der Stickstoff in Form von Ammoniumstickstoff und organisch gebundenem Stickstoff vor.

Bei aerob stabilisiertem Schlamm ist der Anteil an organisch gebundenem Stickstoff höher als bei anaerob stabilisiertem Schlamm. Der Gehalt an Gesamtstickstoff ist jedoch weitgehend identisch. Der Ammoniumstickstoff ist fast vollständig im Schlammwasser gelöst und nur in geringem Umfang an die organische Substanz adsorbiert. Daher gelangt bei der Entwässerung des Klärschlammes etwa 50 % des im Schlamm enthaltenen Gesamtstickstoffs in den Kläranlagenzulauf zurück und muß bei der Bemessung berücksichtigt werden (vgl. Abb. 1). Um betriebliche Schwierigkeiten durch hohe Ammoniumkonzentrationen zu vermeiden, sollten Prozeßwässer aus der Schlammbehandlung kontinuierlich und gestreckt in den Zulauf zur Kläranlage gegeben werden. Bei einem ausreichenden BSB_5/N -Verhältnis ist die Zugabe in Zeiten geringer Belastung denkbar. Dazu ist die Anordnung von Speicherbecken erforderlich. Abhängig von der Ammoniumkonzentration in den Prozeßwässern der Schlammbehandlung kann eine Teilstrombehandlung in Frage kommen (vgl. 3.6).

Bei der Behandlung von Fremdschlämmen auf der Anlage (Fäkalschlamm etc.) sind die daraus resultierenden Stickstoffanteile ebenfalls bei der Bemessung gesondert zu berücksichtigen. Bei der Mitbehandlung von Fäkalschlamm wird das BSB_5/N -Verhältnis im Abwasser vermindert.

7.

Bauliche und betriebliche Hinweise

Vorgeschaltete Denitrifikation, Kaskadendenitrifikation:

- Der Denitrifikationsteil sollte als Kaskade mit mehreren Becken gebaut werden, von denen im Bedarfsfall die letzten auch belüftet werden können (z.B. im Winter oder beim Anfahren der Nitrifikation).
- Das Gesamtbeckenvolumen ist so zu gestalten, daß der Anteil an aeroben und anoxischen Zonen variabel ist und Einrichtungen zur Belüftung und Umwälzung überlappend in beiden Zonen in ausreichendem Maße vorhanden sind. Hierfür könnten auch versetzbare Trennwände vorgesehen werden.

Simultane Denitrifikation:

- Bei der simultanen Denitrifikation sind Belüftung und Umwälzung soweit zu entkoppeln, daß eine Schlammmentmischung bei einer niedrigen Belüftungsleistung oder während einer Belüftungspause nicht zu besorgen ist.
- Bei der simultanen Denitrifikation kann ggf. durch eine intermittierende Belüftung eine Verbesserung der Denitrifikation erreicht werden. (Belüfter entsprechend auswählen.)
- Der Zufluß sollte im anoxischen Bereich erfolgen (ggf. variable Zuleitungsmöglichkeiten vorsehen).

Für den Betrieb ist es wichtig, unter Berücksichtigung der wasserrechtlichen Genehmigung zu entscheiden, ob die Prioritäten bei der Ammonium- oder der Nitrat-Elimination liegen (oder ggf. Gesamtstickstoff). Die Steuerung ist entsprechend vorzunehmen.

Einer Verarmung der Nitrifikanten im Belebungsbecken bei Unterschreitung der Bemessungstemperatur kann betrieblich dadurch entgegengewirkt werden, daß die Überschußschlammmentnahme zeitweise eingeschränkt oder ganz eingestellt und dadurch der Schlammgehalt erhöht wird (Schlammabtrieb in der Nachklärung vermeiden).

Literatur

- /1/ Firk, W. und
Gegenmantel, H. F.
Nährstoffquellen - Einführung, Übersicht,
Größenordnung;
Schriftenreihe des FG Siedlungswasserwirt-
schaft der Universität GHS Kassel, Heft 1
(1986), Seite 8 - 25
- /2/ Downing, A.L.;
Hopwood, A.P. (1964)
Some Observation on Kinetics of
Nitrifying Activated-Sludge Plants;
Schweizerische Zeitschrift für
Hydrologie, Jahrgang 26, S. 271 - 288
- /3/ ATV
Umwandlung und Elimination von
Stickstoff im Abwasser; Arbeits-
bericht, Korrespondenz Abwasser, 34, H. 1,
S. 77-85 und H. 2, S. 167-171.
- /4/ ATV
ATV-Arbeitsblatt A 131, Entwurf 1989
"Grundsätze für die Bemessung von
einstufigen Belebungsanlagen mit An-
schlußwerten über 5.000
Einwohnergleichwerten"
- /5/ Hochschularbeits-
gruppe
(Böhnke, B.)
Bemessung der Stickstoffelimination
in der Abwasserreinigung;
Korrespondenz Abwasser, 9/89
S. 1046 - 1061
- /6/ Kayser, R.
Ein Ansatz zur Bemessung einstufiger Be-
lebungsanlagen für Nitrifikation-Denitri-
fikation;
gwf - Wasser/Abwasser,
124, H. 9, S. 419-427.

- /7/ Schlegel, S.
Mehrstufige Nitrifikations- und Denitrifikationsanlagen - Bemessung und Ergebnisse;
Entsorgungs-Praxis Nr. 5, Februar 1989
- /8/ Hofmann, H.
Konzeption und Bemessung der vorgeschalteten Denitrifikation beim Belebungsverfahren; Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen TU München, 72, 285 S.
zitiert in: Rheinheimer et al. (Herausg.) (1988):
Stickstoffkreislauf im Wasser.
Oldenbourg-Verlag, München, Wien, S. 296-298
- /9/ Pöpel
Grundlagen und Bemessung der biologischen Stickstoffelimination;
gwf-Wasser/Abwasser, 128, H. 8, S. 415-421 und H. 9, S. 469-474.
- /10/ IAWPRC
Activated Sludge Model No. 1
Scientific and Technical Reports No. 1;
International Association on Water Pollution Research and Control
1 Queen Anne`s Gate
London SW1H 9 BT, England
- /11/ Dahlem, H.W.
Ein- oder zweistufig - wie kann man Stickstoff und Phosphor entfernen?
Wasser + Boden, 10, 1989
- /12/ ATV
Arbeitsblatt A 135, Grundsätze für die Bemessung von Tropfkörpern und Tauchkörpern mit Anschlußwerten über 500 Einwohnergleichwerten;
2. Auflage 1989

- /13/ Wolf, P. Weitgehende Stickstoffoxidation in Tropfkörpern;
Korrespondenz Abwasser 1987,
H. 3, S. 645-649
- /14/ ATV Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik
Bd. IV, 3. Auflage, Verlag Ernst & Sohn,
Berlin
- /15/ ATV ATV-Arbeitsblatt A 201 (1986)
Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb
von Abwasserteichen für kommunales
Abwasser
- /16/ ATV ATV-Arbeitsblatt A 257
Grundsätze für die Bemessung von
Abwasserteichen und zwischengeschalteten
Tropf- oder Tauchkörpern
- /17/ Pöpel, H.J. Stickstoffoxidation und Nährstoff-
elimination der naturnahen Verfahren;
Wasser-Abwasser-Abfall, Gesamthochschule
Kassel, Band 1 (1986)
- /18/ Kayser, R. Messen und Regeln zur N- und P-Elimina-
tion;
ATV Fortbildungskurs F/2 2.-4.11.1988 in
Fulda
- /19/ Boll, R. Betriebs- und Wartungsanleitung für die
Regelung der Denitrifikation nach dem
Nitratgehalt; Anlage zu /18/.
ATV Fortbildungskurs F/2 2.-4.11.1988 in
Fulda

- /20/ Boll, R.
Teichgräber, B.
On-line Messung von Stickstoff- und Phosphorverbindungen auf Kläranlagen;
11. Aachener Werkstattgespräch
vom 24.9.-25.9.1987
Gewässerschutz - Wasser - Abwasser
Bd. 102, Aachen 1988, S. 126-168
- /21/ DIN
DIN 19226, Regelungstechnik und
Steuerungstechnik, Begriffe und
Benennungen, Mai 1968
- /22/ Feyen, H.A.
Betriebsergebnisse der Optimierungsver-
suche zur Stickstoffentfernung in der
ARA Würselen-Euchen;
Symposium am 22. und 23. Januar 1987
in Aachen
Gewässerschutz - Wasser - Abwasser
Bd. 98, Aachen 1987, S. 397-417
- /23/ Kayser, R.
Möglichkeiten und Grenzen der Flexibi-
lisierung von Kläranlagen durch Prozeß-
regelung,
Veröffentlichungen des Instituts
für Siedlungswasserwirtschaft der
TU Braunschweig, Heft 47, 1989, S. 111-
137.
- /24/ ATV
Biologische Phosphorentfernung; Ar-
beitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.6.6,
Korrespondenz Abwasser 1989, Heft 3,
S. 337 ff.
- /25/ Boll, R.
Zur erhöhten biologischen Phosphorentfer-
nung mit dem Belebungsverfahren;
Schriftenreihe des Instituts für
Siedlungswasserwirtschaft der TU Braun-
schweig, Heft 46.

/26/ Schlegel, S.

Untersuchungen zur Versäuerung des
Vorklärschlammes mit dem Ziel einer
besseren P-Elimination.

In: Kläranlagen zur Stickstoff- und Phos-
phorelimination; Schriftenreihe des
Instituts für Siedlungswasserwirtschaft
der TU Braunschweig, 47, S. 77-88.

/27/ Kayser, R.

Biologische Stickstoff- und Phosphor-
elimination in Abwasserreinigungsanlagen;
Veröffentl. des Inst. für Stadtbauwesen
der TU Braunschweig, Heft 42, 1987

/28/ ATV

Verminderung und Bekämpfung von
Blähschlamm und Schwimmschlamm;
Arbeitsbericht der ATV Arbeitsgruppe
2.6.1, Korrespondenz Abwasser 2/88,
S. 152-164

/29/ Nolting, B.

Wechselwirkung zwischen Nitrifikation und
Phosphatfällung;
Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft
der Ruhruniversität Bochum, Bd. 13, 1988

In der Reihe LWA-Merkblätter sind erschienen:

Nr.	Titel/Erscheinungsjahr	Preis
1.	Technischer Leitfaden zur Elimination von Phosphor in kommunalen Kläranlagen. 1989	10,-- DM
2.	Pflanzenkläranlagen und Abwasserteiche für Anschlußwerte bis 50 Einwohner. 1989	10,-- DM
3.	Biotop- und Artenschutz in Wassergewinnungsgebieten. 1989	10,-- DM
4.	Grundsätze für die Bemessung und Gestaltung von abflußlosen Abwassersammelgruben. 1989	10,-- DM
5.	Analytische Qualitätssicherung (AQS) für die Wasseranalytik in Nordrhein-Westfalen. 1990	10,-- DM

