

DER EINFLUSS DER ABWASSERZUSAMMENSETZUNG AUF DAS VERFAHRENSKONZEPT DER KLÄRANLAGE

Kurt Dornhofer

1. EINLEITUNG

Eine hohe Reinigungsleistung und Prozeßstabilität bei gleichzeitiger Wirtschaftlichkeit stellen das Ziel bei der Planung einer Abwasserreinigungsanlage dar. Bei der Wahl des Verfahrens im Rahmen der Planung sind eine Vielzahl von Randbedingungen zu berücksichtigen, wobei die Abwasserzusammensetzung eine besondere Rolle spielt.

"Die Wahl des Abwasserreinigungsverfahrens wird entscheidend durch die Abwasserbeschaffenheit bestimmt. Es sind deshalb eine Reihe von Untersuchungen (Analysen) durchzuführen." (aus ATV Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Kapitel Abwasserbeschaffenheit)

Einerseits wird die Verfahrenswahl von der Abwasserbeschaffenheit bestimmt, andererseits sind jedoch Art und Umfang der notwendigen Untersuchungen (Analysen) von den zu untersuchenden Verfahren abhängig. Zudem wird sich eine Verfahrensvariante häufig aus mehreren Stufen zusammensetzen, die ihrerseits wieder einen Einfluß auf die Abwasserbeschaffenheit haben und sich daher auch gegenseitig beeinflussen.

Abwasserbeschaffenheit und Verfahrensauswahl können also in einer Wechselbeziehung zueinander gesehen werden. Während bei Neuplanungen von Anlagen die Betrachtung im Normalfall von der Seite der Abwasserbeschaffenheit ausgeht, wird man bei Erweiterungsplanungen aufgrund vermehrter Randbedingungen (Einbindung und Verwendungszeck der bestehenden Anlagenteile, Aufrechterhaltung des KA-Betriebes, usw.) von den (meist nur eingeschränkt) zur Auswahl stehenden Varianten ausgehend die Frage nach der Abwasserbeschaffenheit stellen.

Im Hinblick auf die Abwasserzusammensetzung gibt es eine Vielzahl an Parametern, die von Einfluß auf die Wahl des Abwasserreinigungsverfahrens sein können. Während ein großer Teil davon im Normalfall bei kommunalem Abwasser nur eine geringe Bedeutung hat, können einzelne Parameter in bestimmten Fällen ausschlaggebend für die Verfahrenswahl sein.

Die große Anzahl der Parameter ergibt sich aus dem Zusammenhang zwischen Reinigungsziel, Verfahrenswahl mit den zugrunde liegenden Prozessen und der Abwasserzusammensetzung.

Die Abwasserbeschaffenheit kann sowohl chemisch als auch physikalisch charakterisiert werden. Zur chemischen Charakterisierung werden sowohl Summenparameter, wie z. B. CSB und BSB₅ für die organische Verschmutzung, als auch Einzelstoffe, wie z. B. NH₄-N, NO₃-N, PO₄-P, verwendet. Von den physikalischen Parametern sind vor allem die Temperatur und die Unterscheidung der gelösten und partikulären Stoffe wichtig.

Von besonderer Bedeutung ist die Tatsache, daß die Abwasserbeschaffenheit keine statische, konstante Größe ist, sondern daß die Veränderung der einzelnen Parameter ein Charakteristikum des Abwassers darstellt. Sowohl die Schwankungen über einen Tag als auch die Veränderung über das Jahr (z. B. saisonal bedingt oder durch Kampagnebetriebe) sind für die Verfahrenswahl entscheidend.

In den folgenden Kapiteln wird nach einem kurzen Überblick über die Verfahren in der Abwasserreinigung auf den Einfluß der Abwasserzusammensetzung auf die Stickstoff- und Phosphorentfernung in der biologischen Abwasserreinigung eingegangen und im weiteren anhand der einzelnen Verfahrenstufen diskutiert.

2. ÜBERBLICK ÜBER DIE VERFAHREN ZUR ABWASSERREINIGUNG

Die Verfahrensstufen in der Abwasserreinigung lassen sich einteilen in

- mechanische Verfahren (zB. Siebung, Sedimentation, Flotation)
- biologische Verfahren (Belebungs-, Tropfkörper- und Tauchkörperverfahren, Abwasserteiche, Pflanzenkläranlagen)
- chemisch-physikalische Verfahren (z.B. Fällung, Ammoniak-Stripfung, MAP-Verfahren)

In einer Abwasserreinigungsanlage werden diese Verfahrensstufen in verschiedensten Kombinationsmöglichkeiten eingesetzt. Bei der Dimensionierung einer Anlage richtet sich die Frage nach der Abwasserzusammensetzung für den Planer nach der Palette der, aus den unterschiedlichsten Gründen, zur Auswahl stehenden Verfahrenskombinationen. Besonders bei Erweiterungsplanungen wird die Auswahl der Verfahrenskombinationen von der bestehenden Bausubstanz bestimmt.

Zentrale Bedeutung in der Abwasserreinigung haben die biologischen Verfahren, wobei das Belebungsverfahren das bei weitem wichtigste Verfahren darstellt; mit Hilfe mechanischer und chemisch-physikalischer Stufen sollen für die biologische Stufe günstige Randbedingungen geschaffen werden.

Neben dem größtenteils angewandten einstufigen Belebungsanlagen gibt es verschiedene Möglichkeiten die biologischen Verfahrensstufen zu kombinieren.

Bei den zweistufigen Anlagen sind in der Regel die Kombinationen

- Belebung - Belebung,
 - Belebung - Tropfkörper und
 - Tropfkörper - Belebung
- eingesetzt.

Eine untergeordnete Rolle spielen einstufige kombinierte Verfahren, bei denen durch fest eingebaute, schwebende oder rotierende Aufwuchsflächen der Feststoffgehalt im Belebungsbecken erhöht werden soll.

Bei einstufigen Belebungsanlagen kann grundsätzlich unterschieden werden zwischen:

- einstufige Belebungsanlagen ohne Vorklärung
- einstufige Belebungsanlagen mit Vorklärung

Einstufige Belebungsanlagen ohne Vorklärung wurden bisher hauptsächlich für kleine bis mittlere Anlagen (bis 50.000 EGW) eingesetzt, wo die aerobe Schlammstabilisierung die wirtschaftlichste Form der Schlammbehandlung ist und wo sie sich im praktischen Betrieb ausgezeichnet bewährt haben.

Mit einer Vorklärung kann bei einstufigen Belebungsanlagen zum einen erforderliches Belebungsbeckenvolumen und Belüftungsenergie eingespart werden, zum anderen wirkt sich ein erhöhter Primärschlammanfall positiv auf die Gasausbeute in der Schlammfäulung aus.

Hinsichtlich der Verfahren zur Stickstoffentfernung kann man folgende Betriebsweisen unterscheiden:

- vorgeschaltete Denitrifikation
- simultane Denitrifikation
- intermittierende Denitrifikation
- alternierende Denitrifikation
- Kaskadendenitrifikation.

Verfahrensvarianten ergeben sich auch aus der Art der Phosphorelimination.

- chemische Phosphorentfernung
 - Vorfällung
 - Simultanfällung
 - Nachfällung
- biologische Phosphorentfernung

Wichtig bei der Planung einer Anlage ist, daß der Planer mit den den Bemessungsansätzen zugrunde liegenden Modellvorstellungen vertraut ist und vor allem über deren Anwendungsgrenzen Bescheid weiß.

3. CHARAKTERISIERUNG DES ABWASSERS UND DIE ROLLE DER ABWASSERZUSAMMENSETZUNG IN ABHÄNGIGKEIT DES REINIGUNGSZIELES

3.1 Allgemeines

Bei der Auslegung der biologischen Stufe (z.B. der Belebung einer einstufigen Anlage nach ATV A131) sind folgende (abwasserspezifische) Parameter, je nach Reinigungsziel, für die Bemessung maßgebend:

Zulaufmenge

Temperatur

BSB₅, TS₀, (CSB)

TKN, NH₄-N, NO₃-N

Gesamtphosphor

Säurekapazität

Die Anwendung der Bemessungsvorschriften ist auf kommunales Abwasser beschränkt, wobei folgende Voraussetzungen für die Abwasserzusammensetzung gegeben sind:

CSB/BSB₅ ≈ 2

TKN/BSB₅ < 0,25

Mit der Bemessungsvorschrift lassen sich bei sorgfältigem Betrieb die in Deutschland geltenden Mindestanforderungen und die in Österreich geltenden Anforderungen aus der Emissionsverordnung für kommunales Abwasser einhalten.

Eine Berechnung von Ablaufwerten und die Angabe von davon abgeleiteten Grenzwerten, die mit einer bestimmten statistischen Sicherheit eingehalten werden können, ist jedoch nicht möglich.

Im Gegensatz dazu lassen sich mit der dynamischen Simulation für einstufige Belebungsanlagen Ablaufwerte, zumindest für Ammonium und Nitrat, angeben. Mit der dynamischen Simulation können einerseits verschiedene Betriebsweisen und Regelungsstrategien verglichen und andererseits der Einfluß von Schwankungen der Abwasserzusammensetzung und der Belastung untersucht werden.

Es sind jedoch dabei wesentlich detailliertere Angaben über die Zulaufqualität erforderlich.

Ausgehend von den für die Bemessung nach A131 erforderlichen Parametern wird im folgenden versucht auf die Rolle der einzelnen Werte in Abhängigkeit des Reinigungszieles einzugehen.

3.2 Kohlenstoffentfernung

Die Entfernung der C-Verbindungen aus dem Abwasser war früher der wichtigste Schritt zur Verminderung der Gewässerbelastung durch sauerstoffzehrende Stoffe. Durch die Forderung nach Oxidation der Stickstoffverbindungen im häuslichen Abwasser kommen heute jedoch für die Abwasserreinigung nur Verfahren mit niedriger spezifischer Belastung in Frage, was mit einer weitgehenden Entfernung der C-Verbindungen verbunden ist.

3.3 Nitrifikation

Die Emissionsverordnung für kommunales Abwasser schreibt bereits bei Anlagen über 500 EGW bei Abwassertemperaturen von über 12 °C vollständige Nitrifikation vor. Über einer Anlagengröße von 5000 EGW sind zukünftig bei einer Abwassertemperatur über 12 °C 70 % Stickstoffentfernung und über 8 °C mindestens 60 % Stickstoffentfernung gefordert.

Der für die Bemessung einer Anlage mit weitgehender Nitrifikation maßgebende Parameter ist das Schlammalter. Das Schlammalter wird ermittelt indem die Masse der Feststoffe im Belebungsbecken (in kg TS) durch die Schlammproduktion (in kg TS/d) dividiert wird.

Die Schlammproduktion setzt sich zusammen aus einem Anteil für die BSB₅-Elimination, die abhängig ist vom Schlammalter, von der *Temperatur* und vom *TS₀/BSB₅-Verhältnis*, und einem Anteil der Fällungsprodukte aus einer möglichen Simultanfällung für die *Phosphorelimination*.

Die Belastung der biologischen Stufe muß so gering sein, daß die Nitrifikanten, die eine gegenüber den heterotrophen Bakterien wesentlich geringere maximale Wachstumsrate haben, im System gehalten werden können. Entscheidend dabei ist die starke Abhängigkeit der maximalen Wachstumsrate von der *Temperatur*. Für die Bemessung einer Anlage ist die Kenntnis der aufzutretenden minimalen Abwassertemperaturen von entscheidender Bedeutung.

Ammonium-Stickstoff kann von den Nitrifikanten nicht gespeichert werden, die tageszeitlich schwankende Stickstofffracht muß daher sofort nitrifiziert werden. Das Verhältnis zwischen der *Stickstoffzulauffracht in der Tagesspitze zur mittleren nitrifizierten Fracht* (was die Menge der vorhandenen Nitrifikanten bestimmt) und das Schlammalter sind für den Ammonium-Ablaufwert in der Tagesspitze bestimmend.

Ausgehend von einer maximalen Wachstumsrate der Nitrifikanten bei 10 °C von $0,29 \text{ d}^{-1}$ ($\mu_{\max} = 0,47 * 1,103^{(T-15)} = 0,288 \text{ d}^{-1}$) errechnet sich ein theoretisches Mindestschlammalter von 3,5 Tagen ($f = 1$). Mit dem Faktor f wird das Verhältnis aerobes Schlammalter zu theoretischem Mindestschlammalter bezeichnet.

Für die Bemessung von Anlagen mit einer Belastung von über 100.000 EGW ergibt sich bei einer Abwassertemperatur von 10 °C bei $f = 2,3$ ein erforderliches aerobes Schlammalter von 8 Tagen, für Anlagen bis 20.000 EGW ($f = 2,8$) ein aerobes Schlammalter von 10 Tagen.

Für Anlagen mit einer Zulauftemperatur von unter 8 °C ist für die Bemessung hinsichtlich Nitrifikation die kälteste, über eine Woche anhaltende, Zulauftemperatur maßgebend. Die Nitrifikation darf auch zur Zeit der tiefsten Temperatur nicht verloren gehen.

Das Wachstum der Nitrifikanten kann durch eine Reihe von *Hemmstoffen* deutlich reduziert werden. Neben Allylthioharnstoff, der bei der BSB₅-Bestimmung zur vollständigen Nitrifikationshemmung eingesetzt wird, gibt es zahlreiche anorganische und organische Verbindungen, die die Nitrifikation negativ beeinflussen.

Die nitrifizierenden Bakterien reagieren sehr empfindlich auf *pH-Wert*-Schwankungen. Der optimale Bereich liegt zwischen pH 7,5 und 8,5, pH-Werte unter

6,5 führen zu einer deutlichen Verminderung der Nitrifikationsleistung. Da beim Nitrifikationsvorgang selbst Säure produziert wird, kann es bei geringem Puffervermögen (*Säurekapazität*) des Abwassers zu einer Selbsthemmung der Nitrifikanten kommen.

Bei Anlagen mit weichem Trinkwasser im Einzugsgebiet wird es auch bei einer Ausbaugröße von unter 5000 EGW erforderlich sein, eine *gezielte* Denitrifikation zu planen, um ein zu starkes Absinken des pH-Wertes zu vermeiden. Eine teilweise Denitrifikation ist schon aus betrieblichen Gründen, wie z.B. Vermeidung von Problemen mit Schwimmschlamm auf der Nachklärung, anzustreben. Unter der Annahme, daß kein Nitrat im Zulauf der Anlage vorhanden ist und die Anlage vollständig nitrifiziert, kann man die Säurekapazität im Ablauf der Anlage über die Karbonathärte im Trinkwasser (KH_T) und den Nitratgehalt im Ablauf der Kläranlage abschätzen (Herleitung bei Nowak/Svardal, 1989 nach Kapp, 1983):

$$SK_e \text{ [mmol/l]} = KH_T \text{ [mmol/l]} - 1/14 NO_3-N_e \text{ [mg/l]}$$

Ausgehend von einer Restsäurekapazität von mindestens 2 mmol/l, um eine zu starke pH-Absenkung zu vermeiden, ergibt sich in Abhängigkeit der Karbonathärte im Trinkwasser eine erforderliche N-Entfernung von:

KH_T bis	8,5 °dH	9,6 °dH
N-Entf. (mind.)	70 %	60 %

(Der Rechnung liegen folgende Annahmen zugrunde: Stickstoffzulauf fracht 11 gN/E.d; Zulaufmenge 200 l/E.d ; 0 mg/l NO_3-N_{zu} ; 2 mg/l org. N_e .)

Eine Auswertung der "Betriebsergebnisse der Wasserwerke Österreichs" (ÖVGW, Jänner 1990) läßt erkennen, daß der Anteil der Einwohner in Österreich - mit Ausklammerung von Wien, die mit Trinkwasser mit einer Karbonathärte bis zu 8,5 °dH öffentlich versorgt werden etwa 20 % beträgt, und mit Wasser mit einer Härte bis ca. 9,6 °dH etwa 30 % beträgt.

Eine niedrige Säurekapazität im Zulauf zur Anlage kann also bei der Planung von Anlagen maßgebend werden, die gesetzlich keine Anforderung hinsichtlich N-Entfernung zu erfüllen haben, bzw. kann sie auch höhere N-Entfernungsgrade

als die gesetzlich festgelegten erfordern. Außerdem kann sie die Verfahrenswahl auf Varianten mit flachen Becken und intensiver Belüftung einschränken. Bei sehr weichem Wasser kann auch die Zugabe von Kalk, Lauge, Soda oder Bikarbonat erforderlich werden.

3.4 Denitrifikation

Bei der Denitrifikation wird oxidiertes Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$) von Bakterien in Abwesenheit von gelöstem Sauerstoff zu gasförmigen Stickstoff (N_2) reduziert. Dabei wird einerseits ein beträchtlicher Anteil des für die Nitrifikation verbrauchten Sauerstoffs wieder zurückgewonnen (2,86 g O_2/g denitrifizierten Nitratstickstoff gegenüber 4,6 g O_2/g zu Nitrat oxidierten Stickstoff) und andererseits die Hälfte der bei der Nitrifikation produzierten Säure wieder verbraucht.

Das Maß der Denitrifikation ist damit vom angebotenen Nitratstickstoff, von der Aktivität der heterotrophen Bakterien (Sauerstoffverbrauch) und der Größe des anoxischen Beckenvolumens abhängig.

Da die Denitrifikation nur unter anoxischen Bedingungen stattfindet, hängt der Grad der erzielbaren Stickstoffentfernung in ganz wesentlichem Maße vom tatsächlichen Betrieb der Anlage, insbesondere von der Regelung der Sauerstoffzufuhr, ab.

Für die Bemessung einer einstufigen Belebungsanlage wurden im A131 Werte für die Denitrifikationskapazität (in $\text{gNO}_3\text{-N}/\text{gBSB}_5$) bei 10°C in Abhängigkeit des anoxischen Anteils (V_D/V zwischen 0,2 und 0,5) angegeben. Der Maximalwert sowohl für die vorgeschaltete als auch die simultane Denitrifikation beträgt bei einem anoxischen Anteil von 50 % 0,14 $\text{gNO}_3\text{-N}/\text{gBSB}_5$.

Die Werte für die Denitrifikationskapazität bei der simultanen Denitrifikation beruhen auf der, im Anhang von A131 angegebenen, Berechnungsformel für den Sauerstoffverbrauch. Die folgenden Abbildungen zeigen die graphische Auswertung der Berechnung der Denitrifikationskapazität über den Sauerstoffverbrauch.

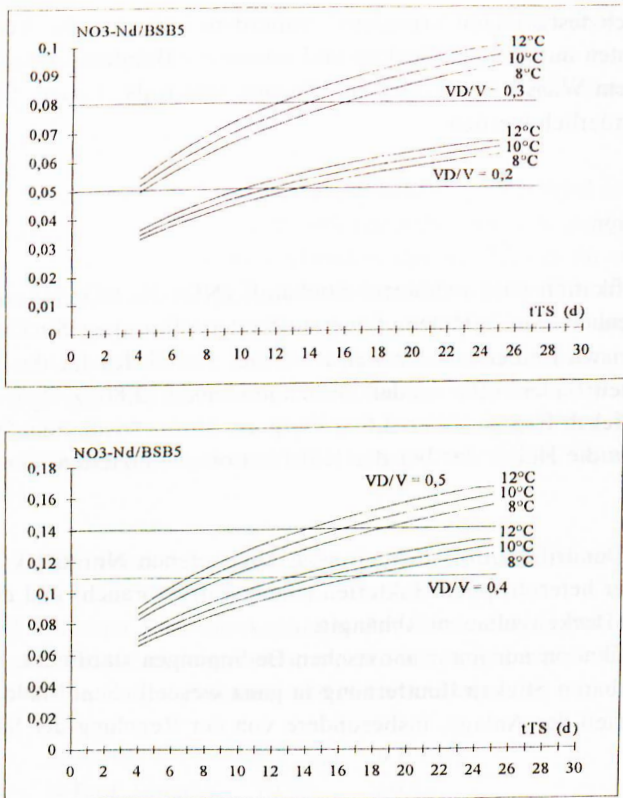


Abb.: Denitrifikationskapazität in Abhängigkeit des Schlammalters bei sim. Nitr./Denitr., für 8, 10 und 12 °C und V_D/V : 0,2 - 0,5 (berechnet mit den Formeln im Anhang von A131)

In einem Vergleich der Bemessungsansätze nach dem Arbeitsblatt A131, dem Hochschulansatz und der dynamischen Simulation stellen Nowak/Svardal (1992) für eine Belebungsanlage mit Vorklärung bei einer Temperatur im Belebungsbecken von 10 °C das OVC/η_{CSB} -Verhältnis in Abhängigkeit des Schlammalters t_{TS} gegenüber.

Aus dieser Gegenüberstellung wird als Folge für eine gesicherte Bemessung nach dem Arbeitsblatt A131 empfohlen, für die Denitrifikationskapazität die

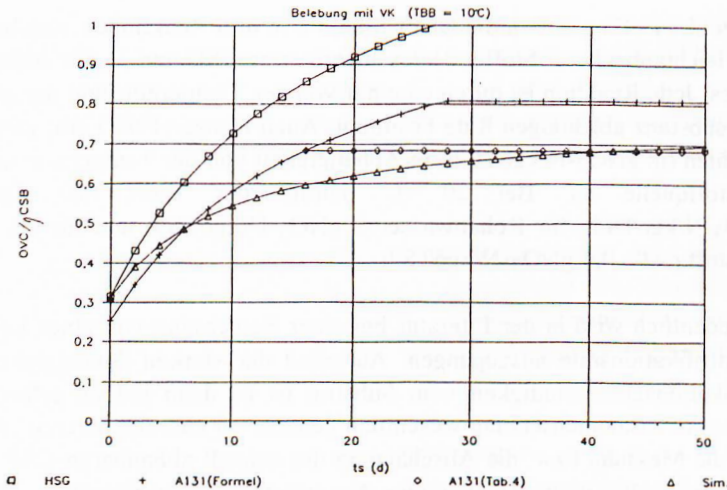


Abb.: OVC/ η CSB-Verhältnis der einzelnen Bemessungsansätze in Abhängigkeit des Schlammalters (aus Nowak/Svardal, 1992)

Werte der Tabelle 4 heranzuziehen, da eine Bemessung nach den Formeln im Anhang zu einem zu optimistischen Ergebnis führen kann.

Bei der Berechnung der Denitrifikationskapazität über den Sauerstoffverbrauch wurde, wie im Bemessungsvorschlag von Kayser, 1985, das Verhältnis zwischen Nitratatmung (OVDN) und Sauerstoffverbrauch für den Kohlenstoffabbau (OVC) mit 0,75 angesetzt. Matsché, 1980, gibt aufgrund von Untersuchungen auf der Kläranlage Blumental ein Verhältnis von 0,7 an. Das Verhältnis OVDN/OVC wird in der Literatur häufig mit f_D bezeichnet, es wird jedoch vielfach nicht richtig interpretiert.

Bei Untersuchungen des Sauerstoffverbrauchs und der Nitratatmung in Abhängigkeit der Belastung mit Belebtschlämmen von verschiedenen Kläranlagen wurde von Fladerer, 1992, die Temperaturabhängigkeit der Nitratatmung und die starke Abhängigkeit des f_D -Faktors vom Substrat bestätigt. Während das Verhältnis OVDN/OVC für rasch abbaubares Substrat (z.B. Azetat) nur knapp unter 1 liegt, beträgt das Verhältnis für die endogene Atmung nur etwa 0,35 bis 0,4.

Ekama et al. (1982) gliedern die Denitrifikation in drei Reaktionen, nämlich zufolge 1) leichtabbaubarer Stoffe, 2) des adsorbierten CSB und 3) des endogenen Prozesses. Jede Reaktion ist durch eine nur von der Temperatur und der aktiven Trockensubstanz abhängigen Rate bestimmt. Auch Henze (1982) gibt Denitrifikationsraten (in $\text{gNO}_3\text{-N/kgTS.h}$) in Abhängigkeit von der Temperatur und der Kohlenstoffquelle an. Bei 20 °C beträgt der Wert für Methanol 10 $\text{gNO}_3\text{-N/kgTS.h}$, für Rohabwasser 3 $\text{gNO}_3\text{-N/kgTS.h}$ und für endogene Kohlenstoffquelle 0,4 $\text{gNO}_3\text{-N/kgTS.h}$.

Verschiedentlich wird in der Literatur bei einer Bemessung von einer konstanten Denitrifikationsrate ausgegangen. Aufgrund der starken Abhängigkeit der Denitrifikationsgeschwindigkeit vom Substrat ist es dann jedoch erforderlich die Abwasserzusammensetzung wesentlich genauer zu charakterisieren. Zumindest ist die Messung bzw. die Abschätzung des schnell abbaubaren CSB erforderlich, der z. B. (indirekt) über eine Sauerstoffverbrauchsmessung ermittelt wird (Kappeler, 1992). Außerdem ist eine CSB- und N-Bilanzierung der Anlage zur Überprüfung der Haltbarkeit des Ansatzes unbedingt notwendig, eine Angabe von lediglich des BSB_5 reicht nicht aus.

Henze gibt den rasch abbaubaren Anteil am gesamten CSB im Rohabwasser mit etwa 10 bis 15 % an. In der Schweiz wurden Werte von 7 bis 11 % im Rohabwasser gemessen. Die Werte für den schnell abbaubaren Anteil im vorgeklärten Abwasser liegen in einem Bereich zwischen 15 und 30 %. Bei den genannten Anteilen des schnell abbaubaren CSB kann man davon ausgehen, daß das sofort verfügbare Substrat bereits in einem vorgeschalteten Becken(anteil) von etwa 10 % des Belebungsbeckenvolumens völlig genutzt werden kann. Eine Erhöhung der Werte für die Denitrifikationskapazität bei anoxischen Anteilen größer 0,3 für die vorgeschaltete Denitrifikation im Vergleich zur simultanen Denitrifikation scheint aus dieser Sicht problematisch.

3.5 P-Entfernung

Phosphor kann mittels chemischer Fällung oder biologischer Phosphorentfernung aus dem Abwasser eliminiert werden. Die Verfahren der chemischen Fällung (Vorfällung, Simultanfällung und Nachfällung) unterscheiden sich im Prinzip durch den Standort der Fällmitteldosierstelle. Bei der Simultanfällung

sind die Fällungsprodukte bei der Berechnung des Überschussschlammanfalls zu berücksichtigen. In besonderen Fällen kann ein erhöhter nicht fällbarer Anteil trotz ausreichender Fällmitteldosierung ($\beta = 1,5 \text{ Mol Fe/Mol P}$) zu höheren Phosphor-Ablaufwerten führen. Bei Abwasser mit geringer Pufferkapazität ist zu berücksichtigen, daß durch die Zugabe von Metallsalzen die Säurekapazität verringert wird.

Da die Bakterien für den Zellaufbau Phosphor benötigen, wird ein Teil der Phosphorverbindungen dabei aus dem Abwasser entfernt. Das Ausmaß der Entfernung ist umso größer je höher der Überschussschlammanfall ist. Die prozentuelle Phosphorelimination ist abhängig vom P/C-Verhältnis des Abwassers und des biologischen Schlammes.

Auf die vermehrte biologische Phosphorelimination gehen Franz (1993) und Matsché (1993) in ihren Beiträgen ein. Eine Zusammenstellung der Verfahren zur biologischen Phosphorentfernung und der Randbedingungen findet sich ebenfalls bei Matsché (1989).

4. DIE ROLLE DER ABWASSERZUSAMMENSETZUNG BEI VERSCHIEDENEN VERFAHRENSVARIANTEN

4.1 Einstufige Belebungsanlage

4.1.1 Rechenanlage und Sandfang

Unabhängig von den weiteren Verfahrensstufen sind eine gut funktionierende Rechenanlage und ein Sandfang eine Grundvoraussetzung für einen einwandfreien Betrieb einer Abwasserreinigungsanlage. Betreiber von Kläranlagen, wo der Planer (aus Kostengründen ?) auf einen Rechen verzichtet hat, stehen zumindest bei der Schlammbehandlung sehr schwierigen, bei der Schlammverwertung jedoch unlösbaren Problemen gegenüber. Bei der Wahl eines Druckbelüftungssystems ist aus Sicherheitsgründen unbedingt auf einen ausreichend dimensionierten Sandfang zu achten.

Um eine gute Absetzwirkung des Sandes zu erzielen, hat sich bei stark schwankenden Zulaufmengen der belüftete Sandfang gut bewährt. Durch den Luften-

trag kommt es jedoch bereits im Sandfang zu einem gewissen Vorabbau, wodurch die Denitrifikationsleistung um bis zu 1 - 2 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ vermindert wird. Bei einem ungünstigen N/BSB₅-Verhältnis ist entweder eine Verminderung des Lufteintrages anzustreben oder statt der Luftzufuhr die Umwälzung mittels Wasserzufuhr (Ablauf des Sandfanges) zu installieren.

Eine schlechte Rückhaltung des Fettes kann zu großen Betriebsproblemen auf Kläranlagen führen. Auf der Kläranlage bietet sich eine Kombination des Fettfanges mit dem (belüfteten) Sandfang an. Zusätzlich ist eine Kontrolle der Fettfänge bei Indirekteinleitern, wie z. B. Großküchen, dringend zu empfehlen. Sollte zukünftig Fett (nach der ÖNORM) als Sonderabfall eingestuft werden, ist eine verstärkte "Entsorgung" über den Schmutzwasserkanal zu befürchten. In Zukunft wird also ein gut funktionierender Fettfang noch wichtiger sein. Die Zugabe von Hilfsstoffen zur Bekämpfung von Fettproblemen zeigte bei einer Versuchsserie keine zufriedenstellende Wirkung; Kläranlagenbetreiber werden das Geld sicher effizienter in eine verstärkte Kontrolle der Indirekteinleiter und in einen Ausbau des Fettfanges auf der Kläranlage investieren .

4.1.2 Auswirkung der Vorklärung

Aus wirtschaftlichen Gründen wurde früher die mechanische Reinigungsstufe vor der biologischen Stufe großzügig ausgelegt, um einerseits die Belastung der biologischen Stufe zu vermindern (direkter Einfluß auf Sauerstoffverbrauch) und andererseits in der Schlammfäulung einen möglichst hohen Gasanfall zu erzielen.

Einerseits weist die Vorklärung hinsichtlich der für die Bemessung maßgebenden Parameter unterschiedliche Wirkungsgrade auf, andererseits sind die Wirkungsgrade selbst von den die Zusammensetzung des Rohabwassers bestimmenden Faktoren (Abwasserherkunft, Ablagerungsverhalten im Kanalnetz, Hydrolyse der partikulären Stoffe, Vorabbau) abhängig.

Den in bezug auf die Parameter BSB₅ und CSB, TS₀, N und P unterschiedlichen Wirkungsgraden der Vorklärung trägt die im A131 angeführte Tabelle mit den einwohnerbezogenen Frachten in Abhängigkeit der Durchflußzeit in der Vorklärung Rechnung. So wird für BSB₅ und CSB eine Reduktion von 16 % (bei einer Aufenthaltszeit zwischen 0,5 und 1,0 Stunden)

bis 33 % (bei über 1,5 Stunden) angesetzt, für Stickstoff und Phosphor hingegen wird nur eine ca 9 %ige Abnahme unabhängig von der Aufenthaltszeit in der Vorklärung angesetzt. Ekama und Marais (1986) stellen einer CSB-Reduktion in der Vorklärung von etwa 40 % bei einer mittleren Aufenthaltszeit von 2 - 3 h eine Stickstoff- und Phosphorentfernung von 15 bis 25 % gegenüber.

Der an absetzbare Stoffe gebundene Anteil des TKN und Gesamtphosphors ist in frischem kommunalen Abwasser sicherlich höher als in bereits angefaultem Abwasser, wo durch Hydrolyse von partikulären Stoffen der Anteil der gelösten Stoffe zugenommen hat. Der Einfluß der Hydrolyse, die stark von der Temperatur abhängig ist, läßt sich durch die Auswertung der Veränderung des $\text{NH}_4\text{-N/TKN}$ -Verhältnisses nachvollziehen. Als Durchschnittswert für das $\text{NH}_4\text{-N/TKN}$ -Verhältnis kann bei kommunalem Abwasser von etwa 60 % ausgegangen werden.

Da der denitrifizierbare Stickstoff vom BSB_5 im Zulauf zur Belebung abhängt, der BSB_5 von der Aufenthaltszeit in der Vorklärung jedoch wesentlich stärker als der Stickstoff selbst beeinflusst wird, ist die Größe der Vorklärung bereits entscheidend für die in der Kläranlage erreichbare Gesamtstickstoffentfernung.

Die folgenden Abbildungen zeigen die in einer einstufigen Belebungsanlage erreichbaren Stickstoffentfernungsgrade in Abhängigkeit des TKN/BSB_5 -Verhältnisses im Zulauf zur Kläranlage bei verschiedenen BSB_5 -Entfernungsgraden in der Vorklärung für verschiedene Anteile des anoxischen Volumens. Es wurde dabei die Annahme getroffen, daß unabhängig von der Art der Stabilisierung des Schlammes der über den Schlamm aus der Anlage entfernte Stickstoff etwa 3,3 % des BSB_5 im Zulauf zur Anlage beträgt (etwa 2 g N bei 60 g BSB_5 bzw. 120 g CSB im Zulauf).

Es ist zu erkennen, daß für kommunales Abwasser mit einem zu erwartenden N/BSB_5 -Verhältnis von etwa 0,18 bis 0,20 (11 bis 12 gN/E.d bei 60 g BSB_5 /E.d) zumindest 30 % anoxischer Anteil (bei vorgeschalteter Denitrifikation) und der Verzicht auf eine Vorklärung für eine geforderte Stickstoffelimination von 70 % erforderlich ist. Nur bei einem deutlich niedrigeren N/BSB_5 -Verhältnis (unter 0,16) könnte gerade noch eine Vorklärung mit etwa 0,5 h Aufenthaltszeit ("Grobentschlammung") gewählt werden. Kläranlagenzuläufe mit einem erhöh-

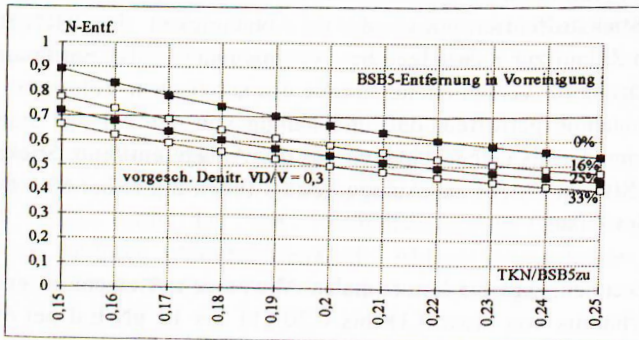
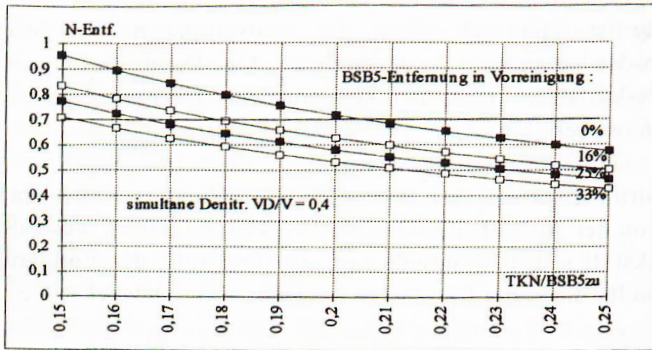
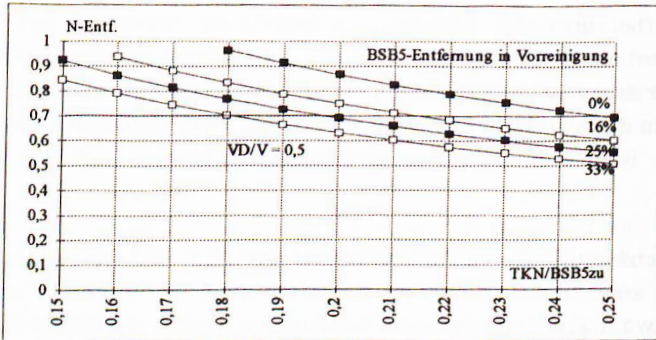


Abb.: erreichbare Stickstoffentfernung in Abhängigkeit des N/BSB₅-Zulaufverhältnisses bei V_D/V 0,3, 0,4 und 0,5, bei versch. Wirkungsgraden der Vorklärung und bei 10 °C (Annahme: 2 gN/E.d mit ÜS entfernt, entspricht 3,3 % des BSB₅ im Zulauf zur Anlage)

ten Stickstoffgehalt im Zulauf führen bei der Dimensionierung der Belebung zwangsläufig zu einem anoxischen Anteil von 0,5 und zum Verzicht auf die Vorklärung.

Der Frage der Wahl einer Vorklärung und Festlegung ihrer Größe kommt zukünftig eine zentrale Bedeutung in der Planung einer Abwasserreinigungsanlage zu, wobei bei einer vorgeschriebenen Stickstoffentfernung von 70 % (bei Temperaturen über 12 °C) dem Planer nur ein relativ kleiner Spielraum übrigbleibt.

Bei bestehenden Anlagen, die eine großzügig dimensionierte Vorklärung aufweisen, bietet es sich an, einen Teil der Vorklärung als Speicherbecken einzusetzen (Schwentner, 1992). Sie können als Zwischenspeicher für die Rückflüsse aus der Schlammbehandlung und zur Abpufferung der Tagesspitze (der TKN-Frachtenganglinie) herangezogen werden. Geht man davon aus, daß bei Regenwetter das gesamte Volumen zur Vorklärung genutzt werden soll, so ergeben sich für einen optimalen Betrieb der Anlage recht hohe Anforderungen an die Kläranlagenbetreiber.

4.1.3 Vorfällung und Schlammhydrolyse

In Skandinavien und in Dänemark ist das Verfahren der Vorfällung weit verbreitet. Damit kann Phosphor und ein großer Teil des CSB aus dem Abwasser entfernt und so die biologische Stufe sehr weitgehend entlastet werden. Die sehr strengen Anforderungen hinsichtlich Stickstoffentfernung (vor allem in Dänemark) stehen in krassem Gegensatz zu einer weitgehenden CSB-Reduktion durch die Vorfällung. In einem groß angelegten Projekt zwischen Dänemark, Schweden und Norwegen (HYPRO) wurden die Teilgebiete Charakterisierung des Abwassers in Hinblick auf gelöste und partikuläre Stoffe, die Optimierung der chemischen Fällungsverfahren und der biologischen Stickstoffelimination und Hydrolyseverfahren untersucht (Bundgaard et al., 1992). Als ein wesentliches Ergebnis führen die Autoren an, daß die erforderliche Verweilzeit für die Hydrolyse 2 - 3 Tage bei einer Temperatur von 20 - 30 °C beträgt; die Ausbeute entspricht 10 - 15 % der gesamten CSB-Menge im einströmenden Schlamm.

Der Betrieb einer Anlage mit Vorfällung und Schlammhydrolyse ist gegenüber der einstufigen Belebung ohne Vorklärung unvergleichlich komplizierter und aufwendiger.

4.1.4 Belebungsbecken

Die Wahl der Betriebsweise ist direkt mit der Wahl des Belüftungssystems und der Regelung verbunden. Bei der Entscheidung für eine bestimmte Betriebsweise sind daher auch die für die Wahl des Belüftungssystems maßgebenden Bedingungen zu beachten.

Eine vorgeschaltete Denitrifikation wird sinnvollerweise bei einem erhöhten Anteil an leicht abbaubaren Stoffen gewählt werden. Dabei muß das aerobe Beckenvolumen durch zuschaltbare Belüftung den Belastungsverhältnissen angepaßt werden können. Die intermittierende Denitrifikation stellt eine sehr flexible Betriebsweise dar. Die Belüftungsregelung kann über eine einfache Zeitschaltung oder belastungsabhängig (über den Sauerstoffverbrauch) erfolgen.

Ein hoher Anteil an gelöstem und damit leicht verfügbarem Substrat gehört neben anderen Faktoren, wie zum Beispiel einem unausgewogenen Nährstoffverhältnis, zu den Hauptverursachern von Blähschlamm, einem Schlamm, der durch schlechte Absetzeigenschaften gekennzeichnet ist und zu massiven Betriebsproblemen führen kann. Auf die Vorteile der Pfropfenströmung und die Selektorwirkung gegenüber dem volldurchmischten Becken wurde von Matsché (1989) und Kappeler (1992) vielfach hingewiesen.

Die simultane Nitrifikation/Denitrifikation in Umlaufbecken mit Stabwalzenbelüftung besitzt vor allem wegen der großen Flexibilität im Betrieb und der Möglichkeit weitestgehende Stickstoffentfernung zu erreichen Vorteile gegenüber den anderen Betriebsweisen.

4.2 Zweistufige Anlagen

Als Entscheidungsgründe für den Bau von zweistufigen Anlagen wurden in der Vergangenheit vor allem angeführt: weitergehende Reinigungsleistungen, hohe Prozeßstabilität und Kostenvorteile, vor allem bei Sanierung und Erweiterung von Kläranlagen. Da bei Erweiterungsplanungen einerseits die bestehende Anlage ins Ausbaukonzept zu integrieren ist, andererseits bauliche Veränderungen an den bestehenden Anlagenteilen nur sehr eingeschränkt vorgenommen werden sollten, da die Kosten für die notwendige Adaptierung und Sanierung den Vor-

teil aus der Einbeziehung der alten Anlage drastisch verringern können, ist die zweistufige Lösung häufig die naheliegendste.

Der Grundgedanke bei der Abwasserreinigung in zweistufigen Anlagen ist, in der ersten Stufe den größten Teil der Kohlenstoffverbindungen abzubauen um damit in der zweiten Stufe eine geringe Schlammproduktion zu erreichen, sodaß bei relativ geringem Beckenvolumen ein hohes Schlammalter erzielt werden kann.

Die Forderung nach Stickstoffentfernung steht diesem Grundgedanken mit Aufteilung in erstens Kohlenstoffentfernung und zweitens Stickstoffoxidation jedoch konträr gegenüber. Aufgrund dieser Forderung wurde nach Möglichkeiten gesucht, die Stickstoffentfernung in das zweistufige Konzept zu integrieren.

Die Zusammenstellung auf der folgenden Seite gibt einen Überblick über die zur Auswahl stehenden Möglichkeiten zur gezielten Stickstoffentfernung bei zweistufigen Belebungsanlagen.

Für die Bemessung zweistufiger Anlagen hinsichtlich Stickstoffentfernung gibt es kein zur Bemessung der einstufigen Belebungsanlage vergleichbares Verfahren. Da bei der dynamischen Simulation nur die Vorgänge im Belebungsbecken von Interesse sind und jene im Nachklärbecken nur sehr vereinfacht berücksichtigt werden (können), die Ablaufwerte aus der Zwischenklärung für die Berechnung der zweiten Stufe jedoch eine große Rolle spielen, ist die dynamische Simulation bei zweistufigen Anlagen nur eingeschränkt einsetzbar.

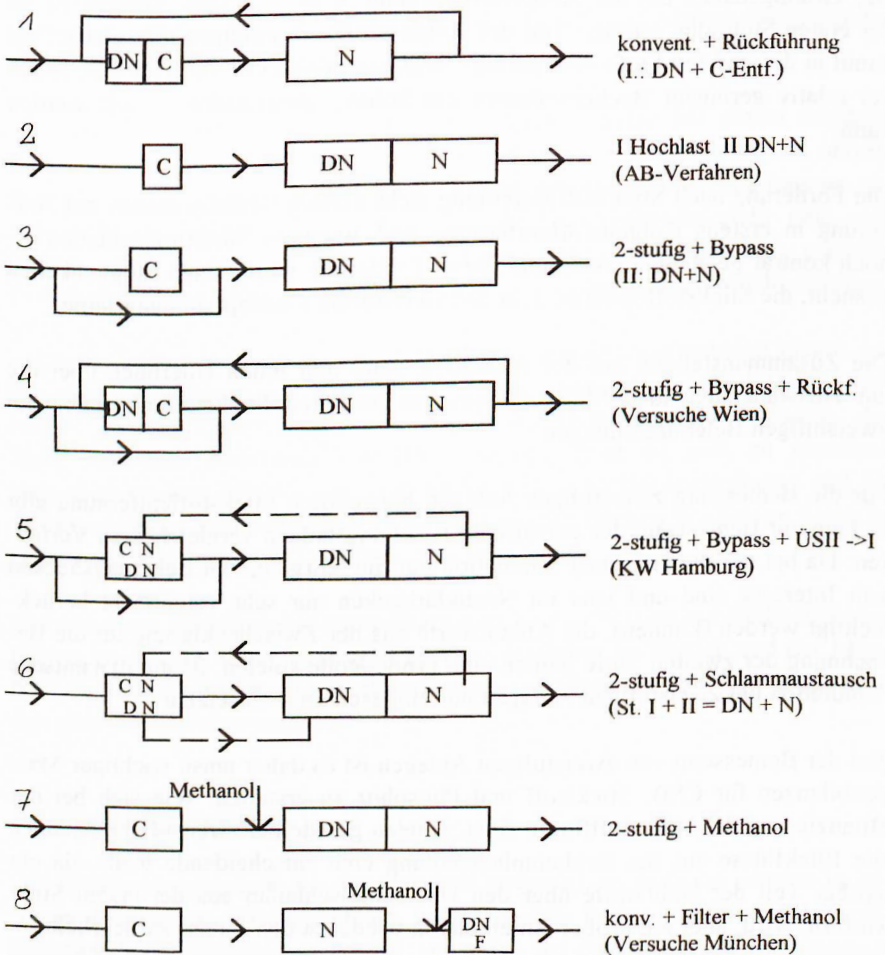
Bei der Bemessung von zweistufigen Anlagen ist es daher umso wichtiger Massenbilanzen für CSB, Stickstoff und Phosphor zu erstellen. Wie sich bei der Bilanzierung der Nährstoffflüsse zeigt, spielen gerade bei zweistufigen Anlagen die Rückflüsse aus der Schlammbehandlung eine entscheidende Rolle, da ein großer Teil der Nährstoffe über den Überschussschlamm aus der ersten Stufe entfernt wird, aber ein großer Anteil davon wieder in den Zulauf zurückfließt.

Durch Verminderung der Rückflüsse, z.B. durch chemisch-physikalische Verfahren oder Verbrennung des nicht stabilisierten Rohschlamm, können die Randbedingungen für zweistufige Verfahren wesentlich verbessert werden. Der Einsatz dieser Verfahren ist jedoch sicher nur bei großen Anlagen sinnvoll.

Überblick zur gezielten Stickstoffentfernung bei zweistufigen Belebungsanlagen:

Variante: I.Stufe

II.Stufe



Für Tropfkörper können die Varianten folgenderweise abgewandelt werden:

Einbindung des Tropfkörpers als Nitrifikationsstufe (Var. 1, 8)

als Hochlasttropfkörper zur C-Entfernung (Var. 2, 3, 7, 8)

zur Denitrifikation in der I. Stufe (Var. 1, 4, 5, 6).

Für die ersten beiden in der Zusammenstellung dargestellten Varianten wird im folgenden versucht, aus einer groben Bilanzierung die Einsatzgrenzen bei einer geforderten Stickstoffentfernung von 70 % in Abhängigkeit des N/BSB₅-Verhältnisses abzuschätzen.

Variante 1 (I.Stufe: Belebung, II.Stufe: Belebung oder Tropfkörper)

Durch die strenge Trennung der beiden Stufen in I.Stufe - Kohlenstoffentfernung und II.Stufe - Nitrifikation muß der Ablauf aus der zweiten Stufe zur Denitrifikation in die erste Stufe zurückgeführt werden. Diese Möglichkeit bietet sich vor allem bei der Erweiterung von Tropfkörperanlagen an, indem der bestehende Tropfkörper zur nachgeschalteten Nitrifikation eingesetzt wird.

Bei der Bemessung des Tropfkörpers zur nachgeschalteten Nitrifikation ist die starke Abhängigkeit der maximalen Nitrifikationsleistung eines Tropfkörpers von der Temperatur zu berücksichtigen (Boller, 1987). Für eine Abwassertemperatur von 6 bis 10 °C und einer Ammoniumkonzentration des Ablaufs von 2 bzw. 5 mg/l kann eine maximale Nitrifikationsleistung von 0,6 bzw. 0,9 g/(m².d) angenommen werden. Bever et al. (1993) geben als vorläufige Richtwerte für die Nitrifikationsleistung von nachgeschalteten Tropfkörpern pro m² Bewuchsfläche bei 10 °C und 5 mg NH₄-N/l im Ablauf sowie < 20 mg BSB₅/l im Zulauf 1 gNH₄-N/(m².d) bzw. bei guter Sauerstoffversorgung 2 gNH₄-N/(m².d) an.

Bei der groben Bilanzierung werden zwei verschiedene Annahmen in bezug auf die Rückflüsse aus der Schlammbehandlung getroffen. Einmal werden die Rückflüsse aus der Schlammbehandlung voll in Rechnung gesetzt, das zweite Mal wird von einer möglichst weitgehenden Reduzierung der Rückbelastung (durch chemisch-physikalische Verfahren) ausgegangen. Für die erste Variante wird mit einem Stickstoffaustrag aus der Anlage über den Schlamm mit 2 gN/(E.d) gerechnet, für die zweite Variante mit 3,5 gN/(E.d).

Unter der Voraussetzung einer vollständigen Nitrifikation läßt sich daher einfach die erforderliche Rückführrate in Abhängigkeit des N/BSB₅-Verhältnisses im Zulauf berechnen. Die Auswertung ist in der folgenden Abbildung graphisch dargestellt.

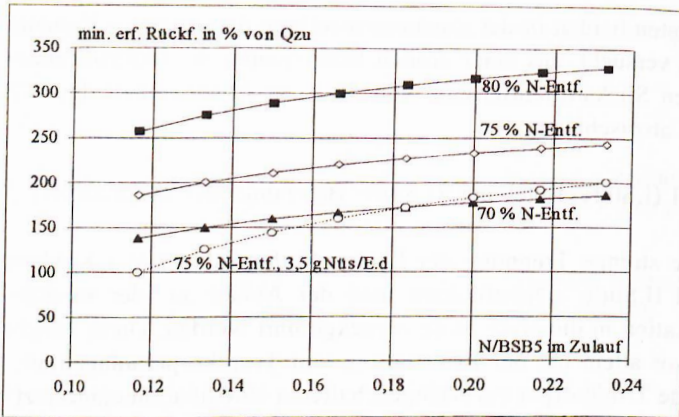


Abb.: minimal erforderliche Rückführrate für eine 70-, 75- bzw. 80-%ige N-Entfernung in Abhängigkeit des N/BSB₅-Verhältnisses im Zulauf

Es ist ersichtlich, daß bei durchschnittlichem kommunalen Abwasser die minimal erforderliche Rückführrate etwa 180 % beträgt um (bei 2gNüs/E.d) gerade 70 % N-Entfernung zu erreichen. Dies deckt sich auch mit den Untersuchungen auf der Kläranlage Klagenfurt, wo bei einer Rückführrate von 165 % die Stickstoffelimination an den einzelnen Tagen zwischen 50 und 80 % lag (Lengyel, 1992).

Durch die (hohe) Rückführmenge wird Sauerstoff in die Denitrifikationszone eingetragen, was besonders in der Zeit mit geringen CSB-Zulaufkonzentrationen die Denitrifikationsleistung vermindern wird. In der Abbildung ist auch zu sehen, daß eine Erhöhung der Stickstoffentfernung auf 75 bzw. 80 % nur mit überproportional ansteigenden Rückführraten zu erreichen ist. Während bei dieser Variante eine Kostenminimierung zu einer Minimierung der Stickstoffentfernung führt (Betriebskosten für Pumpen, evtl. Vergrößerung der Zwischenklärung), werden bei einer Optimierung der Stickstoffentfernung im Betrieb bei der einstufigen Belebung mit simultaner Nitrifikation/Denitrifikation die Betriebskosten sinken (niedrigere Sauerstoffzufuhr). Durch die erforderliche hohe Rückführrate wird die zweistufige Variante umso ungünstiger, je höher der Fremdwasseranteil im Zulauf zur Anlage ist.

Bei einer Verminderung der Stickstoffrückflüsse aus der Schlammbehandlung im angegebenen Ausmaß kann mit einer Rückföhrate von etwa 180 % (wie oben) eine 75 %ige Stickstoffelimination erreicht werden.

Die erforderliche Rückföhrate kann reduziert werden, wenn es bereits in der ersten Stufe zu einer gewissen zusätlichen Nitrifikation/Denitrifikation kommt. Durch die Rückföhrung des Tropfkörperablaufs kommt es auch zu einer ständigen Beimpfung der ersten Stufe mit Nitrifikanten.

Durch den relativ geringen Schwebstoffgehalt im Ablauf eines nachgeschalteten Tropfkörpers kann statt einer Nachklärung auch ein Sandfilter eingesetzt werden (Lengyel, 1992). Würde der Filter als nachgeschalteter Denitrifikationsfilter mit Methanolzugabe betrieben, so könnten auch bei betrieblich vertretbaren Rückföhraten (aus Immissionsgründen evtl. geforderte) höhere Stickstoffentfernungsgrade erreicht werden. Großtechnische Versuche mit der Zugabe von Methanol zur Denitrifikation in einem Sandfilter laufen derzeit auf der Kläranlage München II. Über die Sinnhaftigkeit dieses Lösungsansatzes und seine Wirtschaftlichkeit wird sehr heftig diskutiert.

Variante 2 (I.Stufe: Hochlast, II.Stufe: Belegung mit Nitr./Denitr.)

Bei dieser Variante darf der Vorabbau in der ersten Stufe nur soweit gehen, daß noch ausreichend Kohlenstoff für die Denitrifikation in der zweiten Stufe übrig bleibt. Da, wie weiter vorne dargestellt, die Denitrifikation bereits durch eine zu gute Vorklärung beeinträchtigt wird, ist diese zweistufige Variante nur bei sehr niedrigen N/CSB-Verhältnissen zweckmäßig. Bei Variante 3 wird diesem Problem durch eine teilweise Umgehung der ersten Stufe (Bypass) begegnet.

Bei dieser Variante wurde ebenfalls eine grobe Bilanzierung durchgeführt. Mit den gleichen Annahmen wie bei der ersten Variante (2 gN/(E.d) bei Berücksichtigung der Rückflüsse aus der Schlammbehandlung bzw. 3,5 gN/(E.d) bei Verminderung der Stickstoff-Rückbelastung) wurde bei einer Forderung nach 70 %iger Stickstoffentfernung der maximal zulässige Vorabbau in der ersten Stufe in Abhängigkeit des N/BSB₅-Verhältnisses berechnet. Dabei wurde von einer Denitrifikationskapazität von 0,14 gNO₃-N/gBSB₅ ausgegangen (Bemesungswert bei einstufigen Anlagen bei V_D/V = 0,5 und 10 °C).

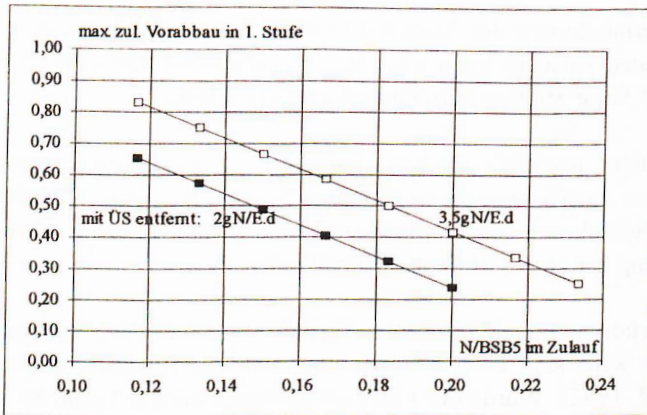


Abb.: maximal zulässiger Vorabbau in der ersten Stufe bei Forderung nach 70%iger N-Entfernung in Abhängigkeit des N/BSB₅-Verhältnisses im Zulauf

Deutlich zu erkennen ist der große Einfluß der Stickstoffrückbelastung aus der Schlammbehandlung. Ein Vorabbau von etwa 50 % in der ersten Stufe ist bei Verminderung der Stickstoff-Rückbelastung bis zu einem N/BSB₅-Verhältnis von etwa 0,18 möglich (entspricht 11 gN/E.d bei 60 gBSB₅/E.d) bzw. bei Stickstoffrückflüssen aus der Schlammbehandlung nur bis zu einem N/BSB₅-Verhältnis von 0,15 (entspricht 9 gN/E.d bei 60 gBSB₅/E.d).

Bei den anderen Varianten zielt die teilweise Kombination der Rückführung, der Umgehung der ersten Stufe und des gezielten Schlammeintrages aus der jeweiligen anderen Stufe auf eine Optimierung der Stickstoffentfernung im zweistufigen Betrieb hin. Die aufwendigere Verfahrensführung läßt sich dann nicht mehr so einfach überblicken, vor allem wenn eine mögliche Vorklärung und die Rückflüsse aus der Schlammbehandlung zu berücksichtigen sind.

5. ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Bei der Planung einer Anlage sollte immer eine Verfahrensvariante von mehreren untersuchten Varianten ausgewählt und für die Ausführung vorgeschlagen werden. Dazu ist ein Vergleich der untersuchten Varianten erforderlich, der jedoch nur dann sinnvoll und zielführend ist, wenn von vergleichbaren Grundla-

gen ausgegangen wird. Wurden bei den einzelnen Varianten unterschiedliche Bemessungsansätze angewendet, so sollten Massenbilanzen als Hilfsmittel zur Überprüfung der Bemessungen eingesetzt werden, vor allem, wenn bei den Bemessungsansätzen mit vorgegebenen fixen Umsatzraten, wie z. B. Nitrifikations- und Denitrifikationsgeschwindigkeiten) gearbeitet wurde.

Gegenüber den zweistufigen Verfahren gibt es beim einstufigen Belebungsverfahren eine größere Erfahrungsbasis, ein auf den Betriebserfahrungen basierendes Bemessungsverfahren und die Möglichkeit zur Anwendung der dynamischen Simulation zum Vergleich von Betriebsweisen und -zuständen bei verschiedenen Belastungssituationen. Außerdem ist der Betrieb einer einstufigen Belebungsanlage wesentlich einfacher und flexibler. Unter den derzeit gegebenen Anforderungen an die Sicherheit des Einhaltens einer 70 %igen Stickstoffentfernung bei kommunalen Anlagen größer 5000 EGW und bei einer Temperatur größer 12 °C (in Kombination mit der Anwendung der "4 von 5 - Regel") besitzt das einstufige Belebungsverfahren (u.U. mit nur kleiner Vorklärung) deutliche Vorteile gegenüber den zweistufigen Verfahren. Durch ein niedriges N/CSB-Verhältnis im Zulauf, geringem Fremdwasserzufluß und einer eventuellen Verminderung der Stickstoffrückflüsse aus der Schlammbehandlung werden die Randbedingungen für zweistufige Varianten wesentlich verbessert.

Die gestellten Anforderungen an die Reinigungsleistung der Kläranlagen werden zukünftig nur im konstruktiven Zusammenwirken zwischen guter Planung und richtigem Betrieb der Anlage erfüllbar sein.

6. LITERATUR

ATV: Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik. Hrsg.: Abwassertechnische Vereinigung e. V. in St. Augustin. 3., überarbeitete Auflage, (1985)

ATV - Arbeitsblatt A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5.000 Einwohnerwerten (1991).

BEVER J., STEIN A., TEICHMANN H.: Weitergehende Abwasserreinigung
R. Oldenbourg Verlag München Wien, (1993)

- BOLLER, M.: Nitrifikation mit dem Tropfkörperverfahren, Veröff. Inst. f. Stadtbauwesen, TU Braunschweig, 42, S. 214 (1987)
- BUNGAARD E., PETERSEN G., HENZE M.: Wechselwirkungen bio/physiko-chemischer Verfahren. Sanierung von Kläranlagen, Schriftenreihe des ISWW-Band 65, Karlsruhe (1992)
- EKAMA G.A. et al.: Theory, Design and Operation of Nutrient Removal Activated Sludge Processes. Water Research Commission, Pretoria (1984)
- FLADERER F.: Festlegung einer Versuchsanordnung und -durchführung für die Bestimmung der Kohlenstoffatmung mit Nitrat u./o. Nitrit als Elektronenakzeptor, Diplomarbeit (1992)
- HENZE M.: Characterization of Wastewater for Modelling of Activated Sludge Processes. IAWPRC - Specialised Seminar in Copenhagen, (1991). Wat.Sci.Tech. 25, 6, 1-15, (1992)
- HENZE M., BUNGAARD E.: Bemessung von kombinierten Nitrifikations- und Denitrifikationsanlagen. gwf-wasser-abwasser, 123, 240-246, (1982).
- HENZE M.; GRADY C.P.L., GUJER W., MARAIS G.V.R., MATSUO T.: Activated Sludge Model No. 1, IAWPRC, (1986)
- KAPPELER J., GUJER W.: Estimation of Kinetic Parameters of Heterotrophic Biomass under Aerobic Conditions and Characterization of Wastewater for Activated Sludge Modelling, IAWPRC - Specialised Seminar in Copenhagen (1991). Wat.Sci.Tech. 25, 6, 125-139, (1992)
- KAYSER R.: Simultane Denitrifikation ATV - Fortbildungskurs E/2, Essen (1985)
- KROISS H.: Beurteilung des Abwassers für Planung und Optimierung von Kläranlagen. Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser - Gewässer, Band 81, 2. Aufl. (1990)
- KROISS H.: Erweiterungskonzepte für kommunale Kläranlagen nach dem Stand der Technik. Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser - Gewässer, Band 100, (1992)

LENGYEL A.: Kläranlage Klagenfurt - Möglichkeiten zur Anpassung an den Stand der Technik. Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser - Gewässer, Band 100, (1992)

MATSCHÉ N.: Phosphorentfernung. Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser - Gewässer, Band 81, 2. Aufl. (1990).

NOWAK O, SVARDAL K.: Nitrifikation - Denitrifikation. Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser - Gewässer, Band 81, 2. Aufl. (1990)

ÖVGW: Betriebsergebnisse der Wasserwerke Österreichs 1988, Statistik DW1, (Jänner 1990)

SCHWENTNER G., ZERRER H.: Kontinuierliche $\text{NH}_4\text{-N}$ -Messung als Regelgröße zur Vergleichmäßigung der Belastung der biologischen Reinigungsstufe - Erfahrungen auf der Kläranlage Bietigheim-Bissingen". ATV - Seminar, (1992).

SVARDAL, K., NOWAK, O.: Bemessungsansätze. Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser - Gewässer, Band 100, (1992)

VON DER EMDE W.: Betriebsweisen von Belebungsanlagen. Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser - Gewässer, Band 81, 2. Aufl., (1990)

Verfasser:

DORNHOFER Kurt, Dipl.-Ing.
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
Karlsplatz 13
A - 1040 Wien