

Auswirkungen der Abwasserabkühlung auf den Kläranlagenbetrieb

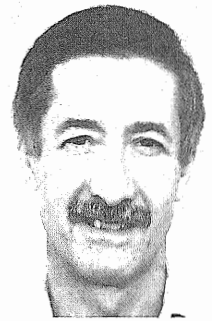
Effets du refroidissement des eaux usées sur le fonctionnement des STEP

L'abaissement de la température des eaux usées peut avoir des effets négatifs sur la nitrification et l'élimination de l'azote dans les STEP à boues activées. Trois nomogrammes illustrent ces effets en conditions stationnaires. Un modèle de simulation dynamique permet de calculer la relation entre la température des eaux usées et la concentration d'ammonium dans les effluents. En combinant ce facteur et la mesure des concentrations d'ammonium dans les effluents, on obtient un outil qui permet de prédire l'augmentation probable de la concentration d'ammonium en fonction de la baisse de la température des eaux usées.

Effect of Reduced Temperatures on Nitrification in Activated Sludge Plants

Reduced influent temperatures can have negative effects on the nitrification in wastewater treatment plants. By three nomograms, the consequences of a permanent temperature decrease on nitrification safety, aerobic sludge retention time and total nitrogen removal efficiency under steady state conditions are demonstrated. By simulations with a dynamic model, a quantitative relationship between wastewater temperature and ammonium effluent concentration was established. In combination with measured effluent concentrations, this relationship can be used to predict the increase of the ammonium effluent concentration for reduced wastewater temperatures.

Oskar Wanner



Tiefere Abwassertemperaturen können negative Auswirkungen auf die Nitrifikation und die Stickstoffelimination in Kläranlagen mit Belebtschlammssystem haben. In drei Nomogrammen werden diese Auswirkungen für stationäre Bedingungen aufgezeigt. Mittels Simulationen mit einem dynamischen Modell wurde eine Beziehung zwischen Abwassertemperatur und Ablaufkonzentration von Ammonium gefunden. In Kombination mit gemessenen Ablaufkonzentrationen kann diese Beziehung dazu verwendet werden, den zu erwartenden Anstieg der Ammoniumablaufkonzentration für tiefere Abwassertemperaturen vorherzusagen.

1. Einleitung

Im Abwasser sind beträchtliche Energiemengen enthalten [1]. Mittels Wärmepumpen und in den Ablauf von Kläranlagen (ARA) eingebauten Wärmetauschern wird diese Energie bereits heute für das Heizen von Gebäuden [2] oder die Klärschlamm-trocknung (ARA Mellingen AG) genutzt. Die Wärmetauscher können aber auch in die Kanalisation eingebaut werden, was oft den energetischen Vorteil grösserer Nähe zum Verbraucher hat. Für diesen Fall ist jedoch zu klären, wie sich die Wärmeentnahme aus dem Abwasser auf die Zulauftemperatur und den Betrieb einer nachgeschalteten ARA auswirkt. Von den in der ARA ablaufenden Prozessen wird vor allem die Nitrifikation von tiefen Temperaturen beeinträchtigt. In dieser Arbeit ist deshalb untersucht worden, wie diese Prozesse

durch Änderungen der Abwassertemperatur im Zulauf einer ARA mit Belebtschlammssystem beeinflusst wird.

Die Änderung der Abwassertemperatur im Zulauf der ARA wird bestimmt von der Wärmeentnahme durch den Wärmetauscher, von den Gegebenheiten beim Zusammenfluss verschiedener Abwasserströme in der Kanalisation und vom Temperaturhaushalt im Kanalisationsrohr selber. Die Abnahme der Abwassertemperatur infolge der Wärmeentnahme am Wärmetauscher wird beschrieben durch die Gleichung

$$\Delta T_w = \frac{W}{c_w \rho_w Q_w}$$

Gleichung 1

wo W die Wärmetauscherleistung, $c_w = 4,19$ kWh/kg/K die spezifische Wärmekapazität, $\rho_w = 1$ kg/l die Dichte und Q_w der Volumenstrom des Abwassers ist. Die spezifische Wärmekapazität und die Dichte des Abwassers können bei Temperaturen zwischen und 20 °C als konstant angenommen werden, und ihre Werte sind denjenigen von Wasser gleichgesetzt. Je grösser der Abwasservolumenstrom, desto kleiner die Temperaturabnahme des Abwassers. Auf der Fließstrecke im Kanalisationsrohr ändert sich die Abwassertemperatur ebenfalls, einerseits an Stellen, wo sich verschiedene Abwasserkanäle vereinigen [3], andererseits durch den Austausch von Wärme zwischen Abwasser und Umgebung. Zur Abschätzung dieses Austauschs ist ein mathematisches Modell entwickelt worden, mit dem die natürlichen Temperaturveränderungen im Kanalisationsrohr und der Einfluss der Wärmeentnahme auf die Zulauftemperatur der ARA quantitativ erfasst werden können [4].

2. Temperaturregime in der ARA

Die Untersuchung des natürlichen Temperaturregimes wurde mit Messdaten aus der ARA Werdhölzli in Zürich durchgeführt. In dieser ARA wird Abwasser im Umfang von 600 000 Einwohnergleichwerten gereinigt. Das Belebtschlammssystem besteht aus zwei Strassen mit je sechs *Belebungsbecken* (6×5000 m³) und sechs *Nachklärbecken* (6×6000 m³), die parallel betrieben werden [5, 6]. Die Belebungsbecken beinhalten ein aerobes und zwei anoxische Kompartimente. Der anoxische Volumenanteil beträgt 28 % des totalen Beckenvolumens. Die Belebungsbecken haben ein totales Schlammalter von zwölf Tagen, in dem der Belebtschlamm im Zulaufbereich und im Schlammbett der Nachklärbecken inbegriffen ist, und ein aerobes Schlammalter von acht Tagen. Die ARA hat einen mittleren Durchfluss von 2,3 m³/s und einen maximalen Durchfluss bei Regenwetter von 6 m³/s.

2.1 Kurzzeitige Veränderungen der Abwassertemperatur

Die Temperaturen im Zulauf und Ablauf der ARA werden online gemessen und als Stundenmittelwerte gespeichert. Die Analyse der gemessenen Zulauftemperaturen ergab, dass diese für Trockenwetter typische Tagesschwankungen in der Grössenordnung von 2 bis 3 °C aufweisen. Wegen der Durchmischung und Aufenthaltszeit des Abwassers von rund 12 bis 24 Stunden in der ARA, werden diese Schwankungen stark gedämpft. Wie das Beispiel von *Abbildung 1* zeigt, liegen die Tagesschwankungen der Ablauftemperatur nur noch in einer Grössenordnung von 0,5 °C. Im Weiteren ist aus der *Abbildung* zu ersehen,

dass die Ablauftemperatur um 0,5 bis 1 °C höher liegt als die mittlere Zulauftemperatur. Die Situation bei Regenwetter ist in *Abbildung 2* dargestellt, die einen der massivsten, im Winter 2002/03 beobachteten Einbrüche der Zulauftemperatur zeigt. In der Folge eines Regenereignisses fiel die Ablauftemperatur von 15 auf 12 °C, blieb eineinhalb Tage zwischen 11,7 und 13 °C und stieg erst dann wieder auf Werte um 15 °C an. Auch hier hatte die Dämpfung in der ARA einen starken Effekt; die mittleren Ablauftemperaturen liegen um mehrere Grad Celsius über den Tiefstwerten der Zulauftemperatur.

2.2 Saisonale Veränderungen der Abwassertemperatur

In *Abbildung 3* sind die Tagesmittelwerte der Temperatur im Zulauf und Ablauf der ARA für die Jahre 2002 und 2003 aufgetragen. In den Sommermonaten liegen die Temperaturen um rund 20 °C, in den kalten Monaten Januar bis März zwischen 10 und 15 °C. Auch hier ist deutlich zu sehen, dass die Ablaufwerte im Allgemeinen über den Werten im Zulauf liegen. Interessant ist, dass die Temperaturen im Herbst, in einer Zeit, die bereits in der Heizperiode liegt, erst sehr spät unter 15 °C absinken. An einigen kalten Tagen fällt die Temperatur bis auf 10 °C ab, und es ist zu untersuchen, wie sich diese tiefen Temperaturen auf die Nitrifikation auswirken.

2.3 Veränderungen der Abwassertemperatur in der ARA

Es ist bereits darauf hingewiesen worden, dass die Werte der Ablauftemperatur höher sind als diejenigen der Zulauftemperatur. Zur Erklärung dieser Beobachtung wurde die Energiebilanz der in der ARA ablaufenden Prozesse analysiert. Diese Analyse ergab, dass durch die Belüftung mit 6 m³ Luft pro Kubikmeter Abwasser und einer Zulufttemperatur von 60 °C die Abwassertemperatur um 0,3 °C erhöht wird. Durch die Oxidation von 0,12 kg chemischem Sauerstoffbedarf und 0,025 kg Ammonium werden etwa 2 MJ Bioenergie pro Kubikmeter Abwasser erzeugt, und die Abwassertemperatur wird um 0,4 °C erhöht. Durch Zugabe von Faulwasser mit einer Temperatur von ca. 30 °C im Umfang von 0,5 bis 1 % des Gesamtdurchflusses, steigt die Abwassertemperatur um 0,1 bis 0,15 °C an. Durch Verdunstung von 0,15 kg Wasser pro Kubikmeter Abwasser mit einer Temperatur von 14 °C, sinkt

die Ablauftemperatur um 0,1 °C. Aufgrund dieser Abschätzungen lässt sich ein theoretischer Anstieg der Abwassertemperatur in der

ARA aufgrund der internen Prozesse um gut 0,7 °C vorhersagen. Die Messwerte zeigen, dass die Ablauftemperaturen für die Monate Januar bis März im Mittel um 0,4 °C (2002) resp. um 1,0 °C höher waren als die Zulauftemperaturen. Im Sommer ist die Ablauftemperatur um bis zu 2 °C höher als die Zulauftemperatur.

3. Abwassertemperatur, Nitrifikation und Stickstoffelimination

Die Temperatur im Belebungsbecken, wo die biologischen Prozesse stattfinden, ist in etwa gleich der Temperatur im Ablauf der ARA. Demnach bedeutet der Temperaturengleich in der ARA (Abb. 1), dass kurzzeitige Einbrüche der Zulauftemperatur und Temperaturschwankungen zwischen Tag und Nacht für die stark temperaturabhängige Nitrifikation nicht von grosser Bedeutung sind. Wenn bei lang anhaltenden Niederschlägen die Zulauftemperatur während Tagen abgesenkt ist, stellt sich aber auch im Belebungsbecken eine tiefere Temperatur ein, welche die Nitrifikation negativ beeinflussen kann.

3.1 Nitrifikantenwachstum, Sicherheitsfaktor und Schlammalter

In der Literatur wird eine ganze Reihe von mathematischen Ansätzen für das Wachstum der Nitrifikanten, d. h. der Bakterien, die Ammonium in Nitrit und Nitrat umwandeln, und dessen Abhängigkeit von der Temperatur T angegeben [7]. In dieser Arbeit wurde für die maximale spezifische Geschwindigkeit des Nitrifikantenwachstums, $\mu_{max}(T)$, die Gleichung

$$\mu_{max}(T) = \mu_{max}(10^\circ\text{C}) e^{0,11(T-10^\circ\text{C})}$$

Gleichung 2

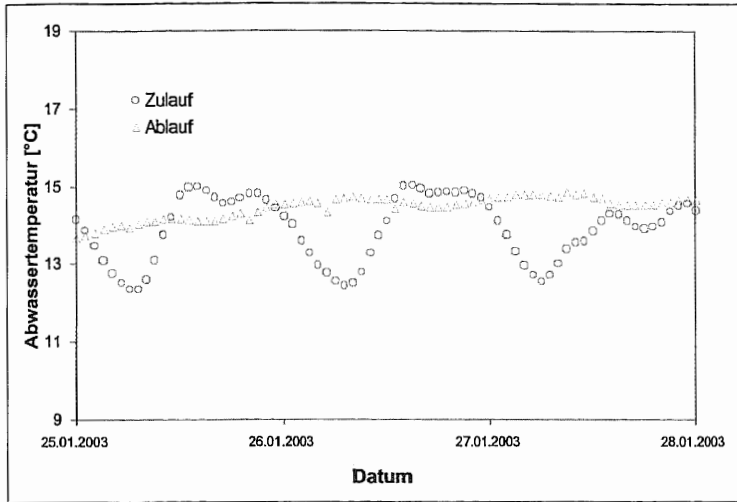


Abb. 1 Trockenwetterwerte der Zulauf- und Ablauftemperatur der ARA Werdhölzli in Zürich vom 25. bis 27. Januar 2003.

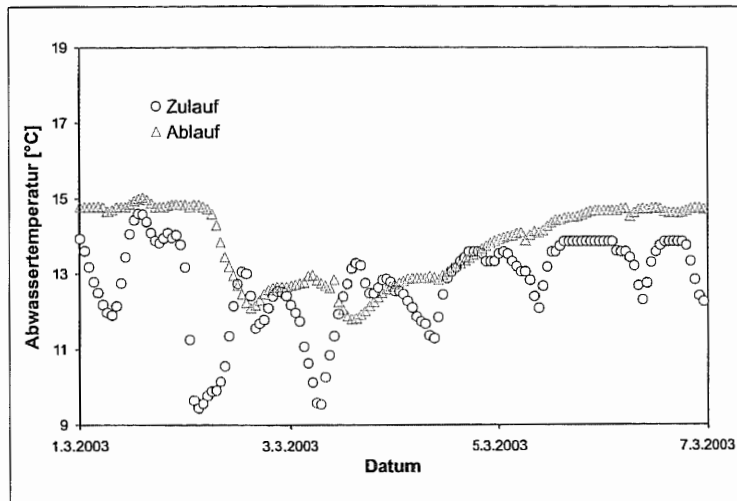


Abb. 2 Temperaturen nach einem Regenereignis im Zulauf und im Ablauf der ARA Werdhölzli in Zürich vom 1. bis 6. März 2003.

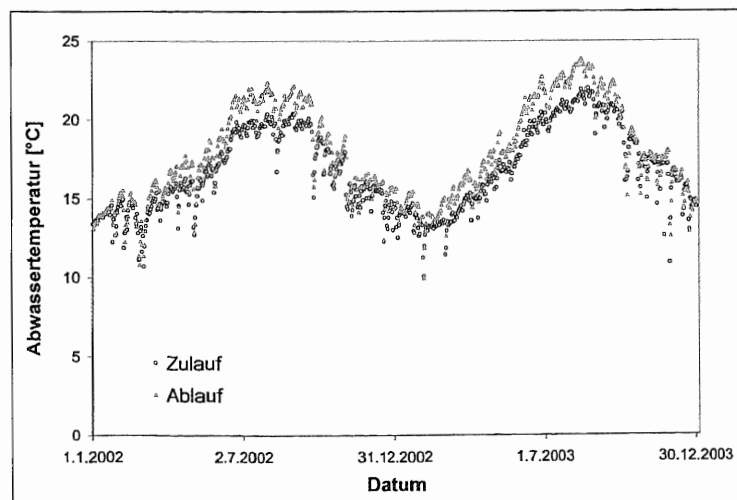


Abb. 3 Tagesmittelwerte der Zulauf- und Ablauftemperatur der ARA Werdhölzli in Zürich für die Jahre 2002 und 2003.

verwendet, die aus dem Belebtschlammmodell ASM3 [8] übernommen wurde. Mit den in ASM3 angegebenen Modellparameterwerten ergibt sich $\mu_{\max}(10^\circ\text{C}) = 0,21 \text{ d}^{-1}$. Aus dem ATV-Arbeitsblatt für die Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen [9] lässt sich für $\mu_{\max}(10^\circ\text{C})$ ein Wert von $0,18 \text{ d}^{-1}$ ableiten. In dieser Arbeit wurde mit einem Wert von $\mu_{\max}(10^\circ\text{C}) = 0,2 \text{ d}^{-1}$ gearbeitet, der mit Simulationsrechnungen für die ARA Werdhölzli bestimmt wurde [10]. Aus Gleichung 2 ist zu ersehen, dass das Nitrifikantenwachstum sehr stark von der Temperatur abhängig ist und dass z. B. bei 20°C μ_{\max} gleich $0,60 \text{ d}^{-1}$ ist, d. h. einen dreimal so hohen Wert hat als bei 10°C . Bei der Geschwindigkeit μ_{\max} handelt es sich um eine netto Wachstumsgeschwindigkeit, d. h. Verlustprozesse, wie die Veratmung der Bakterien und Frass durch Protozoen, sind in Gleichung 2 berücksichtigt.

Um das Auswaschen der Nitrifikanten und Ammoniumspitzen im ARA-Ablauf zu vermeiden, muss bei einer Abwassertemperatur T die Verdünnungsrate D signifikant kleiner sein als $\mu_{\max}(T)$. Auf Grund dieser Bedingung kann für die Nitrifikation ein Sicherheitsfaktor SF_{Nit} definiert werden als

$$SF_{\text{Nit}} = \frac{\mu_{\max}(T)}{D_{\text{aer}}}$$

Gleichung 3

Da die Nitrifikanten nur unter aeroben Bedingungen wachsen können, geht in Gleichung 3 die aerobe Verdünnungsrate D_{aer} ein. Die Verdünnungsrate D_{aer} ist gleich dem Kehrwert des aeroben Schlammalters SA_{aer} . Deshalb kann Gleichung 3 auch geschrieben werden als

$$SF_{\text{Nit}} = \mu_{\max}(T) SA_{\text{aer}}$$

Gleichung 4

Der Sicherheitsfaktor der Nitrifikation vermindert die Gefahr des Auswaschens der Nitrifikanten, wenn unvorhergesehene Betriebssituationen auftreten, wie z. B.

- Abnahme der Wachstumsgeschwindigkeit der Nitrifikanten wegen Inhibition durch Chemikalien,
- Anstieg der Schlammproduktion über die angenommenen Werte, aus dem ein höherer Schlammabzug und ein tieferes Schlammalter folgen,
- schlechte Absetzbarkeit des Belebtschlammes und daraus resultierende tiefere Schlammkonzentration in den Belebungsbecken,
- kurzfristig erhöhte Spitzenbelastungen.

Für die Dimensionierung von Belebungsbecken hat sich heutzutage das Schlammalter als wichtigste Dimensionierungsgrösse etabliert. Das Schlammalter entspricht der Masse der Feststoffe im Belebungsbecken geteilt durch den täglichen Schlammverlust im Überschusschlamm und Nachklärbeckenablauf. Es kann für stationäre Bedingungen abgeschätzt werden als

$$SA = \frac{VX_{\text{BB}}}{Q_{\text{ÜS}}X_{\text{ÜS}} + Q_{\text{NK}}X_{\text{NK}}}$$

Gleichung 5

wo V das Beckenvolumen, Q den Volumenstrom und X die Belebtschlammkonzentration im Belebungsbecken (BB), im Überschusschlamm (ÜS) und im Ablauf der Nachklärung (NK) bezeichnet. Je nachdem, ob für V das totale, aerobe oder anoxische Beckenvolumen eingesetzt wird, liefert Gleichung 5

das totale, aerobe oder anoxische Schlammalter, SA_{tot} , SA_{aer} oder SA_{ano} .

Die durch die Gleichungen 2 und 4 beschriebenen Zusammenhänge lassen sich in einem Nomogramm grafisch darstellen: So kann aus dem Diagramm 1 der Abbildung 4 der Sicherheitsfaktor der Nitrifikation in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur und vom aeroben Schlammalter herausgelesen werden. Das Diagramm zeigt, dass sich als Effekt der Abwasserabkühlung bei gleich bleibendem aeroben Schlammalter eine Verminderung der Nitrifikationssicherheit ergibt. Wenn das aerobe und das anoxische Volumen beibehalten werden, wird der Ammoniumablaufwert stärker ansteigen während einer Spitzenfracht.

Beispiel:

Damit Nitrifikanten im Winter bei 11°C einwachsen und ein $SF_{\text{Nit}} = 2$ erreicht wird, ist ein $SA_{\text{aer}} \approx 9 \text{ d}$ erforderlich. Wenn nun wegen einer Wärmeentnahme in der Kanalisation, T nur noch 10°C und SA_{aer} weiterhin neun Tage beträgt, reduziert sich SF_{Nit} gemäss Diagramm 1 auf 1,8. Wenn T auf 10°C absinkt und ein SF_{Nit} von 2 beibehalten werden soll, muss SA_{aer} auf zehn Tage erhöht werden. Dies kann durch eine Vergrößerung der Belebungsbecken erreicht werden, oder die Konzentration des Belebtschlammes im Belebungsbecken kann gesteigert werden, indem weniger Schlamm abgezogen wird. Letzteres kann allerdings zu einer Überlastung der Nachklärung während Regenereignissen führen.

3.2 Verhältnis von aerobem zu anoxischem Schlammalter

In denitrifizierenden ARA kann das aerobe Schlammalter auch auf Kosten des anoxischen vergrößert werden, was im Diagramm 2 von Abbildung 4 illustriert wird. Die in den Diagrammen 2 und 3 dieser Abbildung dargestellten Nomogramme wurden mit einer für schweizerische Abwässer kalibrierten Version [5, 11, 12] des Modells ASM3 [8] für stationäre Bedingungen berechnet. Dafür wurde unter Variation der wichtigsten Anlagen- und Betriebsparameter eine grosse Zahl von Simulationen durchgeführt und die totale Stickstoffelimination bestimmt. Diese umfasst die Denitrifikation und den Einbau von Stickstoff in die Biomasse. Bei der Berechnung der Denitrifikationsleistung wurde von der mittleren Abwasserzusammensetzung im Ablauf der Vorklärung der ARA Werdhölzli ausgegan-

gen, die in etwa den Durchschnittskonzentrationen im Ablauf des Vorklärbeckens schweizerischer kommunaler ARA entspricht.

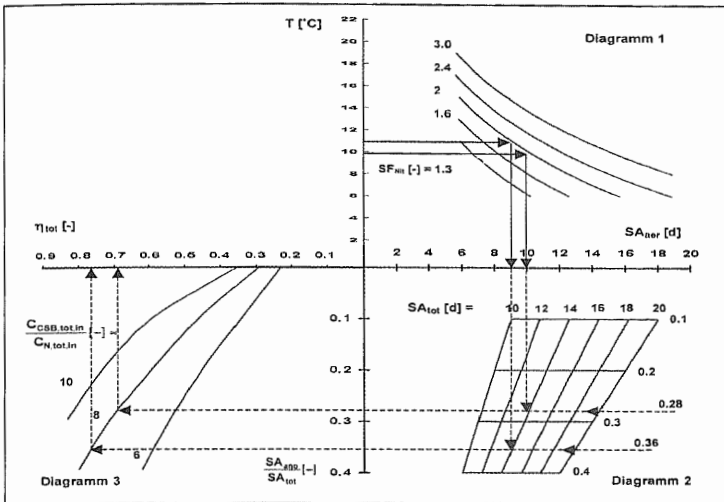


Abb. 4 Effekt einer Abnahme der Abwassertemperatur T auf das aerobe und anoxische Schlammalter, SA_{aer} und SA_{ano} , und auf den totalen Wirkungsgrad der Stickstoffelimination, η_{tot} , für verschiedene Werte des Sicherheitsfaktors SF_{Nit} , des totalen Schlammalters SA_{tot} und der Verhältnisse von totaler CSB zu totaler Stickstoffkonzentration im ARA-Zulauf, $C_{CSB,tot,in}/C_{N,tot,in}$.

Das Beckenvolumen einer Stickstoffeliminationsanlage kann in ein aerobes Volumen (aerobe Phase) für die Nitrifikation und ein anoxisches (Nitrat, ohne Sauerstoff) Volumen (anoxische Phase) für die Denitrifikation unterteilt werden. Die Denitrifikationsleistung steigt mit zunehmendem Anteil an anoxischem Volumen bzw. anoxischer Phase im Vergleich zum gesamten Beckenvolumen. Bei einer Abkühlung des Abwassers und gleich bleibendem Beckenvolumen wird

- entweder die Nitrifikationssicherheit beibehalten durch Erhöhung des aeroben Schlammalters auf Kosten des anoxischen Schlammalters bzw. der Denitrifikationsleistung,
- oder unter Beibehaltung des Verhältnisses von anoxischem zu totalem Schlammalter die Denitrifikationsleistung konstant gehalten, aber die Nitrifikationssicherheit vermindert.

Beispiel:

In *Abbildung 4* wird von einer Anlage mit $SA_{tot} = 14$ d ausgegangen. Das Diagramm 2 zeigt die Konsequenzen für das Verhältnis SA_{ano}/SA_{tot} , wenn T durch die Wärmeentnahme von 11 °C auf 10 °C abgesenkt und SF_{Nit} konstant gehalten wird. Vor der Absenkung ist das erforderliche $SA_{aer} = 9$ d, und bei einem $SA_{tot} = 14$ d ist $SA_{ano}/SA_{tot} = 0,36$. Bei einer Temperaturabsenkung auf 10 °C erhöht sich das erforderliche aerobe Schlammalter um

10 % auf $SA_{aer} = 10$ d bzw. vermindert sich SA_{ano}/SA_{tot} auf 0,28, d.h. SA_{ano} reduziert sich von fünf auf vier Tage.

3.3 Wirkungsgrad der Stickstoffelimination

Der Einbau von Stickstoff in die Biomasse und die Denitrifikation, die in die Stickstoffeliminationsleistung eingehen, sind beide von der Konzentration des *chemischen Sauerstoffbedarfs* (CSB) abhängig. Der Wirkungsgrad der Stickstoffelimination ist eine Funktion des Verhältnisses von CSB zu Stickstoff im ARA-Zulauf ($C_{CSB,tot,in}/C_{N,tot,in}$). Die Denitrifikationsleistung verbessert sich zudem mit zunehmendem Anteil an abbaubarem CSB und anoxischem Beckenvolumen, während der Einbau von Stickstoff in die Biomasse auch bei einer Verschiebung der Volumenanteile etwa gleich bleibt.

Im Diagramm 3 von *Abbildung 4* wird der totale Wirkungsgrad der Stickstoffelimination η_{tot} in Funktion des Verhältnisses $C_{CSB,tot,in}/C_{N,tot,in}$ und SA_{ano}/SA_{tot} dargestellt. Die Berechnung basiert auf der Abwasserzusammensetzung der ARA Werdhölzli mit einem Anteil von etwa 70 % an abbaubarem CSB [5]. Ein Wirkungs-

grad η_{tot} von über 80 % ist kaum realisierbar, da die erforderliche Rezirkulation des Nitratstickstoffs, und damit des Belebtschlammes, sehr hoch sein müsste. Dadurch würde viel Sauerstoff in die anoxischen Kompartimente eingetragen, was wiederum die Denitrifikationsleistung vermindern würde. Die berechneten Kurven gelten für ein totales Schlammalter von 14 Tagen. Wenn SA_{tot} von diesem Wert abweicht, sind die Wirkungsgradkurven mit einem bis zu dreiprozentigen Fehler behaftet.

Beispiel:

Die Anlage von *Abbildung 4* hat zunächst ein $SA_{ano} = 5$ d. Bei einem $C_{CSB,tot,in}/C_{N,tot,in} = 8$ [11] ist der totale Wirkungsgrad der Stickstoffelimination, η_{tot} , gemäss Diagramm 3 gleich 0,77. Wenn T um ein 1 °C abgesenkt wird, und SF_{Nit} und SA_{tot} gleich bleiben, vermindert sich SA_{ano}/SA_{tot} von 0,36 auf 0,28, und gemäss Diagramm 3 reduziert sich der Wirkungsgrad der Stickstoffelimination um 10 % auf $\eta_{tot} = 0,69$.

Die Nomogramme von *Abbildung 4* erlauben eine stationäre Abschätzung des Effekts reduzierter Zulauftemperaturen auf den Betrieb der biologischen Anlagenteile (Nitrifikation, Denitrifikation) auf der Basis von Tagesmittelwerten. Aussagen für eine zeitliche oder mengenmässige Beschränkung der Wärmeentnahme sind bedingt durch das dynamische Verhalten der Zulauffracht und der Temperatur damit nicht möglich.

4. Abwassertemperatur und Ablaufkonzentration von Ammonium

Die Ablaufkonzentration von Ammonium (NH_4) hängt von der Reinigungsleistung und von der NH_4 -Fracht im Zulauf der

ARA ab. Letztere hat normalerweise einen grossen Tagesgang. Um diesen zu erfassen, wurden in der ARA Werdhölzli noch zwei zusätzliche Sonden installiert, mit denen als Ergänzung zur NH_4 -Messung im Ablauf auch die Konzentration von NH_4 und CSB im Zulauf zur Biologie gemessen wurde. Zusammen mit den Temperaturmessungen erlaubten diese Daten das Verhalten der ARA mit dem auf ASM3 basierenden kalibrierten Stickstoffeliminationsmodell zu simulieren [5]. Bei diesen Simulationen musste nur ein einziger Modellparameter, das bereits erwähnte $\mu_{\text{max}}(10^\circ\text{C})$ in Gleichung 2, angepasst werden, um sowohl für Trocken- als auch für Regenwetter gute Übereinstimmungen von gemessenen und gerechneten Tagesgängen zu erzielen [10]. In der Folge wurde das angepasste Modell dazu verwendet, NH_4 -Ablaufkonzentrationen für verschiedene Abwassertemperaturen vorherzusagen.

4.1 Einfluss der Abwassertemperatur auf die Ablaufkonzentration

In *Abbildung 5* ist das gewichtete Mittel der NH_4 -Konzentration im Ablauf der Nachklärung der ARA Werdhölzli für verschiedene Abwassertemperaturen aufgetragen, das vom Modell für den 50 %-Lasttag (durchgezogene Linie) und den 85 %-Lasttag (gestrichelte Linie) vorhergesagt wird. In der Abbildung sind auch die Werte des Sicherheitsfaktors eingetragen (Dreiecke), der für ein gegebenes aerobes Schlammalter über die Gleichungen 2 und 4 direkt mit der Temperatur verknüpft ist. Für die ARA Werdhölzli beträgt das aerobe Schlammalter zirka acht Tage.

Wie *Abbildung 5* zeigt, steigt die NH_4 -Ablaufkonzentration mit sin-

kenden Abwassertemperaturen markant an, speziell bei tiefen Temperaturwerten. Bei einer Sicherheit von 2 gegen Auswaschen der Nitrifikanten, die für die ARA Werdhölzli einer Abwassertemperatur von 12°C entspricht, sagt das Modell Ablaufkonzentrationen von $2 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$ für den 50 %- und $3 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$ für den 85 %-Lasttag voraus. Gemäss der schweizerischen Gewässerschutzverordnung sind Grenzwerte für den Ablauf nitrifizierender ARA von $2 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$ und nach der Einleitung in Gewässer von $0,4 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$ im Winter und $0,2 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$ im Sommer einzu-

halten [13]. Der Grenzwert von $2 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$ darf nur an 10 bis 20 % der Tage überschritten werden, abhängig von der Anlagengrösse und der Anzahl Sammelproben, die im Jahresverlauf erhoben werden. Aus *Abbildung 5* geht hervor, dass die Ablaufkonzentration bei 10°C für den 85 %-Lasttag grösser ist als $2 \text{ mgNH}_4\text{-N/l}$. Dies bedeutet, dass für mehr als 15 % der Tage eine über dem Grenzwert liegende Ablaufkonzentration vorhergesagt wird. Eine detaillierte Analyse der Messdaten aus der ARA Werdhölzli ergab indessen, dass nur für einige wenige Tage hohe NH_4 -Frachten und tiefe Temperaturen zusammen auftreten. Aufgrund der in *Abbildung 5* dargestellten allgemeinen Zusammenhänge allein ist es also noch nicht möglich, die Auswirkungen einer Wärmeentnahme aus dem Abwasser in der Kanalisation auf die NH_4 -Ablaufkonzentration zu quantifizieren. Diese Auswirkungen werden auch durch das spezifische Temperatur- und Belüftungsregime in einer ARA, die

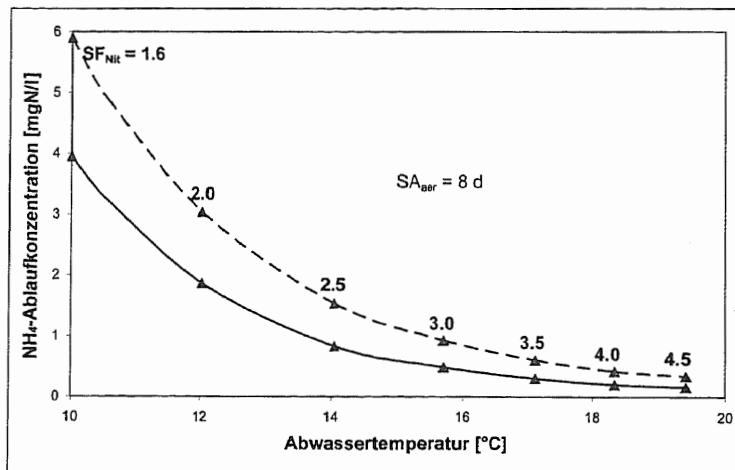


Abb. 5 Gewichtetes Mittel der Ammoniumkonzentration im Ablauf der Nachklärung der ARA Werdhölzli in Zürich, berechnet für den 50 %-Lasttag (durchgezogene Linie) und den 85 %-Lasttag (gestrichelte Linie) in Abhängigkeit von Abwassertemperatur und zugehörigem Sicherheitsfaktor (Dreiecke).

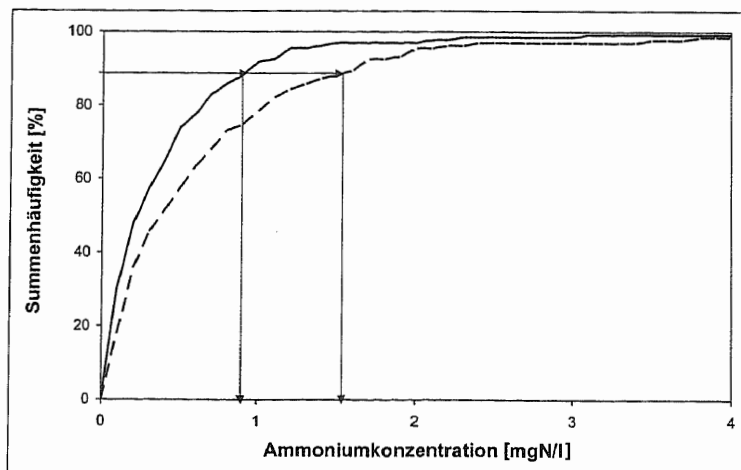


Abb. 6 Summenhäufigkeitsverteilung der Ammoniumkonzentration im Ablauf der ARA Werdhölzli in Zürich, berechnet mit 134 24-Stunden-Sammelproben, die 2002 und 2003 im Ablauf der Nachklärung erhoben wurden (durchgezogene Linie). Die gestrichelte Linie zeigt wie sich die Verteilung gemäss Modellvorhersage verschiebt für das Beispiel einer infolge Wärmeentnahme aus der Kanalisation permanent um $1,5^\circ\text{C}$ reduzierten Abwassertemperatur.

5. Folgerungen

Kurzzeitige Absenkungen der Zulauftemperatur der ARA haben normalerweise keinen Einfluss auf die Nitrifikation, da Schwankungen der Abwassertemperatur im Belebungsbecken durch die grossen hydraulischen Aufenthaltszeiten von Belebtschlammmanlagen ausgeglichen werden. Durch interne Prozesse kann sich das Abwasser in der ARA im Winter um bis zu 1 °C erwärmen.

Die permanente Absenkung der Abwassertemperatur in der Kanalisation kann Auswirkungen auf die Nitrifikation in einer ARA haben. Tiefere Abwassertemperaturen im Zulauf führen zu einer kleineren Nitrifikationsleistung und zu höheren Ablaufkonzentrationen von Ammonium. Abgesenkte Abwassertemperaturen im ARA-Zulauf werden während länger dauernden Regenperioden und Schneeschmelzen beobachtet oder sie treten auf als Folge einer Wärmeentnahme in der Kanalisation. Unter stationären Bedingungen führt eine um 1 °C abgesenkte Abwassertemperatur zu einer Reduktion der maximalen Wachstumsgeschwindigkeit der Nitrifikanten und der Sicherheit gegen deren Auswaschen von 10 %. Wenn der Sicherheitsfaktor auf dem ursprünglichen Wert gehalten werden soll, muss das aerobe Schlammalter um 10 % erhöht werden. Dies kann mit einem um 10 % grösseren Belebungsbecken erreicht werden oder, wenn die

ARA sowohl nitrifiziert als auch denitrifiziert, durch eine Vergrösserung des aeroben Volumenanteils auf Kosten des anoxischen. In letzterem Fall wird jedoch der totale Wirkungsgrad der Stickstoffelimination herabgesetzt.

Wenn für eine existierende ARA 24-Stunden-Sammelproben der Ablaufkonzentration von Ammonium und ein angepasstes Simulationsmodell zur Verfügung stehen, kann damit abgeschätzt werden, welche Wärmetauscherleistung unter Einhaltung der vorgegebenen Grenzwerte mit dem Abwasser in der Kanalisation theoretisch erreicht werden kann [15].

Literaturverzeichnis

- [1] Müller, E.A. (2005): Heizen und Kühlen mit Abwasser. gwa Nr. 2, S. 93–99.
- [2] Nijssen, R. (2004): Nutzung von Abwasser-Wärme aus der ARA Arbon für den Wärmeverbund Salwiese-Bleiche. Schlussbericht DIS-Projekt Nr. 45637, www.energieforschung.ch.
- [3] Buri, R., Kobel, B. (2005): Dimensionierung und Planung von Abwasserwärmenutzungsanlagen. gwa Nr. 2, S. 101–109.
- [4] Wanner, O., Panagiotidis, V., Siegrist, H. (2004): Wärmeentnahme aus der Kanalisation – Einfluss auf die Abwassertemperatur. Korrespondenz Abwasser 51/5, S. 489–495.
- [5] Koch, G., Kühni, M., Gujer, W., Siegrist, H. (2000): Calibration and validation of activated sludge model No. 3 for Swiss municipal wastewater. Water Research 34/14, p. 3580–3590.
- [6] Siegrist, H., Brack, T., Koch, G., Nussbaumer, A., Gujer, W. (2000): Optimization of nutrient removal in the WWTP Zürich-Werdhölzli. Water Science and Technology 41/9, p. 63–71.
- [7] Head, M.A., Oleszkiewicz, J.A. (2004): Bioaugmentation for nitrification at cold temperatures. Water Research 38/3, p. 523–530.
- [8] Gujer, W., Henze, M., Mino T., van Loosdrecht, M. (1999): Activated Sludge Model No. 3, Water Science and Technology 39/1, p. 183–193.
- [9] Abwassertechnische Vereinigung ATV (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, Hennef, Bundesrepublik Deutschland.
- [10] Wanner, O. (2004): Wärmerückgewinnung aus Abwassersystemen. Schlussbericht BFE-Projekt Nr. 44177, www.waerme-pumpe.ch.
- [11] Koch, G., Kühni, M., Siegrist, H. (2001): Calibration and validation of an ASM3-based steady-state model for activated sludge systems – Part I: Prediction of nitrogen removal and sludge production. Water Research 35/9, p. 2235–2245.
- [12] Koch, G., Kühni, M., Rieger, L., Siegrist H. (2001): Calibration and validation of an ASM3-based steady-state model for activated sludge systems – Part II: Prediction of phosphorus removal. Water Research 35/9, p. 2246–2255.
- [13] GSchV (1998): Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998, SR 814.201, Bern.
- [14] Gujer, W., Larsen, A.T. (1995): The implementation of biokinetics and conservation principles in ASIM. Water Science and Technology 31/2, p. 257–266.
- [15] Kobel, B., Buri, R. (2004): Wärmenutzung aus Abwasser – Leitfaden für Inhaber, Betreiber und Planer von Abwasserreinigungsanlagen und Kanalisationen. Energie in Infrastrukturanlagen, www.infrastrukturanlagen.ch.

Keywords

Temperatur – ARA – Kläranlage – Belebtschlammssystem – Nitrifikation – Stickstoffelimination

Adresse der Autoren

Oskar Wanner, Dr. sc. nat.
EAWAG, CH-8600 Dübendorf
Tel. +41 (0)1 823 50 90
Fax +41 (0)1 823 53 98
oskar.wanner@eawag.ch

Peter Clavadetscher
ERZ Entsorgung + Recycling Zürich
Kompostier- und Klärwerk
Bändlistrasse 108, Postfach
CH-8010 Zürich
Tel. +41 (0)44 645 52 92
Fax +41 (0)44 645 55 59
peter.clavadetscher@erz.stzh.ch

Hansruedi Siegrist, Prof. Dr.
EAWAG, CH-8600 Dübendorf
Tel. +41 (0)1 823 50 54
Fax +41 (0)1 823 53 89
hansruedi.siegrist@eawag.ch