

Schlussbericht September 2004

Wärmerückgewinnung aus Abwassersystemen

ausgearbeitet durch
Oskar Wanner
Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung
Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG)
Überlandstrasse 133, CH-8600 Dübendorf

Impressum

- Auftraggeber: **Bundesamt für Energie (BFE)**
vertreten durch
Prof. Dr. Thomas Kopp
Leiter F&E-Programm „Umgebungswärme, Wärme-Kraft-Kopplung, Kälte“
- Ausführende: **Pascal Delavy**
Jack Eugster
Vassileios Panagiotidis
Dr. Hansruedi Siegrist
Dr. Oskar Wanner
EAWAG
- Begleitgruppe: **Prof. Dr. Thomas Kopp**
Projektbegleiter
Peter Clavadetscher
Entsorgung + Recycling Zürich (ERZ)
Georg Dubacher
Elektrizitätswerk der Stadt Zürich (EWZ)
Beat Kobel
Energie in Infrastrukturanlagen
Thomas Weisskopf
Bau Energie Umwelt

Zusammenfassung

Wärmerückgewinnung aus Abwasser mittels eines in die Kanalisation eingebauten Wärmetauschers ist gesamtschweizerisch betrachtet an ca. 1000 Standorten theoretisch möglich und wurde auch an mehreren Orten schon erfolgreich realisiert. Bei der Realisierung solcher Anlagen gilt es aber eine Reihe von praktischen Problemen zu berücksichtigen. Im Rahmen dieses Projekts soll das Problem der Verschmutzung der in die Kanalisation eingebauten Wärmetauscher und das Problem allfälliger Folgen der Wärmeentnahme für den Betrieb nachgeschalteter Kläranlagen (ARAs) untersucht werden. Für die Untersuchung des ersten Problems wurde ein Prüfstand entwickelt, an dem die Einflussfaktoren der Verschmutzung identifiziert und Massnahmen zur Reduktion der Verschmutzung überprüft werden konnten. Das zweite Problem wurde über eine Analyse von Messdaten aus der ARA Werdhölzli in Zürich angegangen, aus der dann mit Hilfe mathematischer Modelle verallgemeinerbare Aussagen hergeleitet wurden. Zur Bestimmung des Zusammenhangs zwischen Wärmeentnahme und Abwassertemperatur in der ARA wurde ein mathematisches Modell des Wärmehaushalts in der Kanalisation entwickelt. Im Projekt wurden also Probleme aus den drei sehr unterschiedlichen Teilgebieten „Wärmetauscher“, „Kanalisation“ und „ARA“ bearbeitet.

Mit dem entwickelten mathematischen Modell des Wärmehaushalts in der Kanalisation (Abschnitt 2.2) kann die zeitliche und örtliche Änderung der Abwassertemperatur in einem Kanalisationsrohr berechnet werden. Berechnungen, die für eine typische Trockenwettersituation im Winter durchgeführt wurden (Abschnitt 2.3), zeigen auf, dass die maximale Abkühlung des Abwassers durch die Wärmeverluste in der Kanalisation in der Grössenordnung von 1 °C liegt (Abb. 2.3 bis 2.6), dass die Abwassertemperatur

nach dem Wärmetauscher, die Temperatur und relative Feuchtigkeit der Luft in der Kanalisation und der Abwasservolumenstrom den grössten Einfluss auf die Abwassertemperatur am Ende des Kanalisationsrohrs haben, und dass nach einer Abkühlung des Abwassers durch Wärmeentnahme unter 8 °C im Kanalisationsrohr ein Wärmegewinn aus der Umgebung stattfindet. Voraussetzungen für die Installation eines Wärmetauschers in der Kanalisation sind Abwassertemperaturen von normalerweise über 15 °C, Kanalisationsrohre mit einem Durchmesser von 1 m oder mehr und Abwasservolumenströme bei Trockenwetter von mindestens 20 L/s bis 40 L/s.

Da die Nitrifikation der durch die Abwassertemperatur am stärksten beeinflusste Prozess in einer ARA ist, wurde ein Nomogramm entwickelt, aus dem der Zusammenhang zwischen der Abwassertemperatur in der ARA, der Nitrifikationssicherheit und dem totalen Wirkungsgrad der Stickstoffelimination für die wichtigsten Betriebsparameter im stationären Betrieb herausgelesen werden kann (Abb. 3.3). Basierend auf Messdaten aus der ARA Zürich-Werdhölzli wurden auch für den instationären Fall Simulationsrechnungen durchgeführt, mit denen der Zusammenhang zwischen Abwassertemperatur und Ammoniumkonzentration im Ablauf der ARA quantifiziert werden kann (Abschnitt 3.3.4.1). Das dafür entwickelte Vorgehen wurde in verallgemeinerter Form als Prozedur formuliert, nach der die Nitrifikationsreserve einer existierenden ARA abgeschätzt werden kann (Abschnitt 3.3.4.2). Das wichtigste Ergebnis der Messdatenauswertung ist, dass die permanente Absenkung der Abwassertemperatur infolge einer Wärmeentnahme in der Kanalisation Auswirkungen auf die Nitrifikation in einer ARA hat, die zu berücksichtigen sind, dass aber Abwassertemperaturen, die nur während einigen Stunden abgesenkt sind, normalerweise keinen Einfluss haben auf die Nitrifikation.

Es wurde ein Prüfstand entwickelt (Abb. 4.1), auf dem die wichtigsten bekannten Einflussfaktoren der Verschmutzung des Wärmetauschers, Abflussregime (Hydraulik) und Abwasserzusammensetzung untersucht wurden (Abschnitt 4.3). Sodann wurden am Prüfstand Massnahmen zur Reduktion der Verschmutzung getestet, von denen sich die gezielte Variation der Fliessgeschwindigkeit des Abwassers als die effektivste Massnahme zur Regeneration der Leistung des verschmutzten Wärmetauschers erwiesen hat (Abschnitt 4.4.3). Schikanen, die die Turbulenz der Strömung erhöhen, und Beschichtungen können die Verschmutzung ebenfalls herabsetzen, stellen wegen des starken Abriebs an der Sohle in der Kanalisation jedoch keine praxistaugliche Massnahme dar (Abschnitte 4.4.2 und 4.4.4). Im Vergleich verschiedener Oberflächenbearbeitungen ergibt das Kaltwalzen der für die Wärmetauscher verwendeten Bleche eine bzgl. der Verschmutzung günstige Oberflächenstruktur. Eine feinere und aufwendigere Oberflächenbearbeitung scheint das Anhaften von Mikroorganismen eher zu begünstigen (Abschnitt 4.4.1).

| |
|---|
| Diese Arbeit ist im Auftrag des Bundesamtes für Energie entstanden. Für den Inhalt und die Schlussfolgerungen ist ausschliesslich der Autor dieses Berichts verantwortlich. |
|---|

Abstract

Wastewater contains large amounts of heat energy which can be recovered by means of a heat pump and a heat exchanger installed in the sewer system. Practical problems, which may arise and have been investigated in this research project, are the reduction of the heat transfer efficiency due to heat exchanger fouling and the reduction of the nitrification capacity of downstream wastewater treatment plants due to lower wastewater temperatures.

A mathematical model was developed by which the decrease of the wastewater temperature in the treatment plant influent can be determined as a function of the amount of heat energy gathered from the wastewater in the sewer system. By this model the variation in time and space of the wastewater temperature in a sewer pipe is calculated for given hydraulics, geometry and environmental conditions.

By analysis of data from a large wastewater treatment plant and simulations with a calibrated model, the effect of lowered influent temperatures on nitrification safety, total nitrogen removal efficiency and ammonium effluent concentrations could be quantified. A procedure is suggested by which the reserve nitrification capacity of an existing treatment plant and the increase of the ammonium effluent concentration resulting from a permanent decrease of the wastewater influent temperature can be estimated.

By experiments with a pilot scale heat exchanger in a small wastewater channel, the significance of parameters known to have an effect on fouling was investigated and measures to reduce fouling were tested. The measures tested included controlled variation of the wastewater flow velocity (flushing), coatings and finish of the heat exchanger surface and obstacles mounted on the surface. The best results were obtained by regular short term increases of the flow velocity. By this measure, the efficiency of the fouled heat exchanger, which on the average was 60% of the efficiency of the clean heat exchanger, could repeatedly be raised to an average of 83% again.

| |
|---|
| <p>This project has been done on behalf of the Swiss Federal Office of Energy. The Swiss Federal Office of Energy assumes no responsibility for the content and the conclusions of this report.</p> |
|---|

Verdankungen

Dem Bundesamt für Energie (BFE) danken wir für die finanzielle Unterstützung dieses Forschungsprojekts, dem Leiter des F&E-Programms „Umgebungswärme, Wärme-Kraft-Kopplung, Kälte“ des BFE Herrn Prof. Dr. Thomas Kopp und seinem Vorgänger Herrn Prof. Dr. Martin Zogg für ihre engagierte Unterstützung und den Mitgliedern der Begleitgruppe für die interessanten und konstruktiven Diskussionen.

Der Firma KASAG, CH-3550 Langnau, danken wir für den Wärmetauscher, den sie für unsere Untersuchungen auf dem Prüfstand grosszügigerweise zur Verfügung gestellt hat, den Firmen BBS-Systems AG, CH-8180 Bülach, Hort Coating Center SA, CH-3960 Sierre, LIOSAPLAST AG, CH-9430 St. Margrethen, und Veralit AG, CH-8952 Schlieren, für ihre spontane Bereitschaft die Stahlcoupons für unsere Verschmutzungstests zu beschichten.

Unseren Kollegen Dr. Manfred Zinn von der EMPA und Dr. Paolo Landini danken wir für die mikrobiologische Beratung, den Herren Robert Berger und Robert Stöckli für die professionelle Fertigung und Herrn Arthur Scheiber für den verlässlichen Unterhalt des Prüfstands. Herrn Alfred Hofmann vom ERZ danken wir für die zuverlässige Lieferung der Messdaten aus der ARA Zürich-Werdhölzli.

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|-------|---|----|
| 1 | Einleitung | 1 |
| 1.1 | Ausganglage | 1 |
| 1.2 | Ziel der Arbeit | 1 |
| 1.3 | Lösungsansatz | 2 |
| 2 | Wärmehaushalt in der Kanalisation | 4 |
| 2.1 | Einfluss der Wärmeentnahme auf die Abwassertemperatur | 4 |
| 2.2 | Mathematisches Modell des Wärmehaushalts im Kanalisationsrohr | 5 |
| 2.2.1 | Abwassertemperatur | 5 |
| 2.2.2 | Lufttemperatur in der Kanalisation | 7 |
| 2.2.3 | Wassergehalt der Luft in der Kanalisation | 8 |
| 2.3 | Modellrechnungen für eine Trockenwettersituation im Winter | 9 |
| 2.3.1 | Wahl der Modellparameterwerte | 9 |
| 2.3.2 | Einfluss der Werte der Modellparameter | 9 |
| 2.3.3 | Zahlenbeispiel | 15 |
| 2.4 | Symbolverzeichnis Kanalisation | 16 |
| 2.5 | Schlussfolgerungen | 17 |
| 3 | Einfluss der Wärmeentnahme auf den ARA-Betrieb | 18 |
| 3.1 | Abwassertemperatur und ARA-Betrieb | 18 |
| 3.2 | Temperaturregime in der ARA Zürich-Werdhölzli | 19 |
| 3.2.1 | Abwassertemperatur bei Trockenwetter | 20 |
| 3.2.2 | Abwassertemperatur bei Regenwetter | 20 |
| 3.2.3 | Veränderung der Abwassertemperatur in der ARA | 21 |
| 3.3 | Einfluss auf Nitrifikation und Stickstoffelimination | 21 |

| | |
|---|----|
| 3.3.1 Schlammalter, Nitrifikantenwachstum & Nitrifikationssicherheit | 21 |
| 3.3.1.1 Das Konzept des Sicherheitsfaktors | 22 |
| 3.3.1.2 Nitrifikantenwachstum und erforderliches Schlammalter | 22 |
| 3.3.2 Modellrechnungen für den stationären Fall | 23 |
| 3.3.2.1 Annahmen für die Modellrechnung | 23 |
| 3.3.2.2 Abwassertemperatur und erforderliches Schlammalter | 24 |
| 3.3.2.3 Verhältnis von aerobem zu anoxischem Schlammalter | 25 |
| 3.3.2.4 Wirkungsgrad der Stickstoffelimination | 26 |
| 3.3.3 Modellrechnungen für den instationären Fall | 27 |
| 3.3.3.1 Annahmen für die Modellrechnung | 27 |
| 3.3.3.2 Ablaufkonzentration von Ammonium bei Trockenwetter | 28 |
| 3.3.3.3 Ablaufkonzentration von Ammonium bei Regenwetter | 28 |
| 3.3.4 Abwassertemperatur und Ablaufkonzentration von Ammonium | 30 |
| 3.3.4.1 Temperatur und Ammonium im Ablauf der ARA Werdhölzli | 30 |
| 3.3.4.2 Beurteilung der Nitrifikationsreserve einer existierenden ARA | 32 |
| 3.4 Symbolverzeichnis ARA | 35 |
| 3.5 Schlussfolgerungen | 35 |
| 4 Verschmutzung des Wärmetauschers | 37 |
| 4.1 Leistung und Verschmutzung des Wärmetauschers | 37 |
| 4.2 Prüfstand zur Untersuchung der Wärmetauscherverschmutzung | 38 |
| 4.2.1 Entwicklung des Prüfstands | 38 |
| 4.2.2 Inbetriebnahme des Prüfstands | 39 |
| 4.2.3 Zusammenhang zwischen Verschmutzung und Leistung | 42 |
| 4.3 Einflussfaktoren der Verschmutzung | 43 |
| 4.3.1 Hydraulik | 43 |
| 4.3.2 Abwasserzusammensetzung | 45 |
| 4.4 Massnahmen zur Reduktion der Verschmutzung | 47 |
| 4.4.1 Oberflächengüte | 48 |
| 4.4.2 Oberflächenbeschichtung | 49 |
| 4.4.3 Variation der Fliessgeschwindigkeit | 52 |
| 4.4.4 Störung des Strömungsfeldes | 54 |
| 4.5 Symbolverzeichnis Wärmetauscher | 55 |
| 4.6 Schlussfolgerungen | 56 |
| 5 Ergebnisse und noch ungelöste Probleme | 57 |
| 5.1 Steuerung des Abflusses | 57 |
| 5.2 Beschichtungen und Schikanen | 58 |
| 5.3 Güte der Wärmetauschoberfläche | 58 |
| 5.4 Abwasserzusammensetzung | 58 |
| 5.5 Abwassertemperatur und Nitrifikation in der ARA | 58 |
| 6 Literaturverzeichnis | 60 |

1

Einleitung

1.1 AUSGANGLAGE

Wärmerückgewinnung aus Abwasser mittels eines in die Kanalisation eingebauten Wärmetauschers ist gesamtschweizerisch betrachtet an ca. 1000 Standorten theoretisch möglich. Dabei gibt es eine Reihe von praktischen Problemen, die in einem zweijährigen Forschungsprojekt untersucht werden sollten. Ziel des Projektes war die Erarbeitung von Entscheidungsgrundlagen für den Einsatz von Wärmetauschern in Abwassersystemen. Zuerst sollten die Auswirkungen der Abwasserabkühlung auf den Betrieb von nachgeschalteten Kläranlagen (ARAs) abgeklärt werden. Dann sollten die Auswirkungen der Abwasserzusammensetzung und der Hydraulik auf die Biofilmbildung und die Wärmetauscherleistung untersucht werden. Zuletzt sollten aufgrund des heute vorhandenen Wissens Massnahmen zur Bekämpfung der Biofilmbildung identifiziert, und ihre Auswirkungen auf die Biofilmbildung und die Wärmetauscherleistung in Pilotversuchen überprüft werden.

1.2 ZIEL DER ARBEIT

Ziel dieses Projekts war es, drei grundlegende Fragen im Zusammenhang mit der Wärmerückgewinnung aus Abwasser zu klären:

- (1) Wie wirkt sich die Wärmeentnahme in der Kanalisation auf die Abwassertemperatur in der Kanalisation (Wasserverdampfung, Wärmeaufnahme bzw. -abstrahlung) und auf die Prozesse in der biologischen Stufe einer nachgeschalteten ARA (Nitrifikation und Denitrifikation) aus?

Angestrebtes Resultat: Praxisnahe Darstellung des Einflusses der Wärmeentnahme aus der Kanalisation auf die Reinigungswirkung der biologischen Reinigungsstufe und Empfehlungen zur maximal zulässigen (und nötigenfalls zeitlichen Beschränkung) der Wärmeentnahme.

- (2) Wie beeinflussen die Abwasserzusammensetzung und die Hydraulik die Verschmutzung (Biofilmbildung) und die Leistung des Wärmetauschers?

Angestrebtes Resultat: Zusammenfassende Darstellung der Abhängigkeit des Biofilmwachstums und des Abfalls der Wärmetauscherleistung von den Inhaltsstoffen des Abwassers und vom Abflussregime.

- (3) Gibt es bauliche Massnahmen (Gefälle, Profil der Kanalisation, Auslegung des Wärmetauschers, Wahl des Oberflächenmaterials) oder betriebliche Massnahmen (Reinigungsintervalle, Art der Reinigung, Abflussregime), mit denen die Biofilmbildung vermindert werden kann?

Angestrebtes Resultat: Übersichtliche Darstellung der Massnahmen zur Verminderung oder zur Vermeidung der Biofilmbildung. Die Auswirkungen der einzelnen Massnahmen werden darin quantitativ aufgezeigt.

Bei der ersten Frage geht es um eine allfällige Beeinträchtigung des ARA-Betriebs, bei den übrigen Fragen um die Reduktion der Leistung der Wärmetauscher durch die Biofilmbildung. Die Beantwortung dieser Fragen ist von praktischer Bedeutung für die Wirtschaftlichkeit und die Akzeptanz der Wärmerückgewinnung aus Abwassersystemen. Die wichtigsten Ergebnisse sollen in Veröffentlichungen zuhanden der Praxis zusammengestellt werden.

1.3 LÖSUNGSANSATZ

Die drei im letzten Abschnitt gestellten Fragen sollten gemäss dem folgenden Vorgehen bearbeitet werden:

- (1) Einfluss der Wärmeentnahme auf die ARA: Für verschiedene Szenarien von Temperaturveränderungen des Abwassers infolge der Wärmeentnahme, werden mit Hilfe eines mathematischen Modells und von Simulationsrechnungen die Veränderungen im Wärmehaushalt der Kanalisation und deren Einfluss auf die Reinigungswirkung der biologischen Stufe der ARAs abgeschätzt. Die Ergebnisse der Simulationsrechnungen werden – soweit Daten verfügbar sind – an einem Beispiel aus der Praxis validiert. Gegebenenfalls werden Empfehlungen gemacht über zeitliche und/oder mengenmässige Beschränkungen der Wärmeentnahme.
- (2) Abwasserzusammensetzung, Hydraulik, Biofilmbildung und Wärmetauscherleistung: Mittels Auswertungen der Erfahrungen von Betreibern und eigenen an bestehenden Anlagen durchzuführenden Untersuchungen wird ermittelt, inwieweit das Biofilmwachstum und die Wärmetauscherleistung durch die Inhaltsstoffe des Abwassers, durch die

Auslegung des Wärmetauschers und durch das Abflussregime beeinflusst werden. In der Versuchshalle der EAWAG wird die Signifikanz der Ergebnisse der Datenauswertung auf einem Prüfstand im Pilotmassstab getestet.

- (3) Massnahmen zur Bekämpfung des Biofilmwachstums: Auf Grund der Ergebnisse von Punkt 2 und mittels einer Literaturrecherche werden die für die Biofilmbildung wichtigsten Einflussfaktoren (Materialeigenschaften, Hydraulik, Abwassereigenschaften, ...) identifiziert und daraufhin auf dem Prüfstand auf ihre Wirksamkeit hin getestet.

2

Wärmehaushalt in der Kanalisation

2.1 EINFLUSS DER WÄRMEENTNAHME AUF DIE ABWASSEITEMPERATUR

Der Einbau eines Wärmetauschers in die Kanalisation zur Rückgewinnung der im Abwasser enthaltenen Wärmeenergie führt zu einer Reduktion der Abwassertemperatur. Bei der Evaluation von Standorten für neue Anlagen stellt sich deshalb die Frage, wie sich diese Reduktion auf die Zulufttemperatur einer nachgeschalteten Kläranlage (ARA) und auf deren Betrieb auswirken würde. Zur Beantwortung dieser Frage muss die Änderung der Abwassertemperatur vom Wärmetauscher bis zur ARA berechnet werden.

Die Änderung der Abwassertemperatur 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 ΔT_W infolge der Wärmeentnahme durch den Wärmetauscher wird beschrieben durch die Formel

$$\Delta T_W = \frac{\dot{Q}_e}{c_W \rho_W \dot{V}_W} \quad (2.1)$$

wo \dot{Q}_e die pro Zeiteinheit entnommene Wärmemenge, $c_W = 4,19 \text{ kJ/kg/K}$ die spezifische Wärmekapazität, $\rho_W = 1 \text{ kg/L}$ die Dichte und \dot{V}_W der Volumenstrom des Abwassers ist. Die spezifische Wärmekapazität und die Dichte des Abwassers können bei Temperaturen zwischen 0 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 am Wärmetauscher. Für einen Volumenstrom von $\dot{V}_W = 25 \text{ L/s}$ und einer entnommenen Wärmemenge von $\dot{Q}_e = 100 \text{ kW}$ wird das Abwasser um 1°C abgekühlt. Für $\dot{V}_W = 150 \text{ L/s}$ und $\dot{Q}_e = 300 \text{ kW}$ wird das Abwasser um $0,5^\circ\text{C}$ abgekühlt.

Die resultierende Abwassertemperatur $T_{W,res}$ nach dem Zusammenfluss verschiedener Abwasserströme in der Kanalisation wird beschrieben durch die Formel

$$T_{W,res} = \frac{\sum_i (\dot{V}_{W,i} T_{W,i})}{\sum_i \dot{V}_{W,i}} \quad (2.2)$$

wo $\dot{V}_{W,i}$ und $T_{W,i}$ die Volumenströme und die Temperaturen in den sich vereinigenden Kanalisationsrohren sind. Wenn einem Kanalisationsstrang mit $\dot{V}_W = 100 \text{ L/s}$ und $T_W = 13^\circ\text{C}$ zum Beispiel eine Wärmemenge von 300 kW entnommen wird, kühlt sich das Abwasser um $0,7^\circ\text{C}$ auf $12,3^\circ\text{C}$ ab (Gleichung (2.1)). Wenn das abgekühlte Abwasser direkt in einen Hauptsammelkanal mit $\dot{V}_W = 300 \text{ L/s}$ und $T_W = 13^\circ\text{C}$ fliesst, ergibt sich nach Gleichung (2.2) eine resultierende Abwassertemperatur von $12,8^\circ\text{C}$. Das Beispiel zeigt, dass die Reduktion der Abwassertemperatur infolge der Wärmeentnahme durch den Zusammenfluss mit anderen Abwasserströmen teilweise wieder kompensiert werden kann.

Auf der Fliessstrecke vom Wärmetauscher bis zur ARA ändert sich die Abwassertemperatur ebenfalls. Im nächsten Abschnitt wird ein mathematisches Modell beschrieben, mit dem diese Änderung quantitativ erfasst werden kann.

2.2 MATHEMATISCHES MODELL DES WÄRMEHAUSHALTS IM KANALISATIONSROHR

Es wurde ein mathematisches Modell entwickelt zur Beschreibung des Wärmehaushalts und zur Berechnung der zeitlichen und örtlichen Änderung der Abwassertemperatur im Kanalisationsrohr. Das Modell basiert auf einem stationären Ansatz von Bischofsberger und Seyfried (1984) für die Abwassertemperatur, der in der Folge dann erweitert wurde. Das erweiterte Modell besteht aus einem Satz von 3 partiellen, simultan zu lösenden Differentialgleichungen für die Abwassertemperatur, die Lufttemperatur und den Wassergehalt der Luft in der Kanalisation.

2.2.1 Abwassertemperatur

Bischofsberger und Seyfried (1984) haben gefunden, dass die Abwassertemperatur in der Kanalisation im Wesentlichen durch den Wärmeübergang vom Abwasser in die Kanalluft, die Abwasserverdunstung und

den Wärmedurchgang durch die Rohrwand beeinflusst wird. Andere Prozesse, wie die Wärmelängsleitung oder die Abwassererwärmung durch Reibung sind gemäss diesen Autoren vernachlässigbar. Aus einer Wärmebilanz, in der die wesentlichen Prozesse berücksichtigt werden, resultiert für die Abwassertemperatur T_W das Modell

$$\frac{\partial T_W}{\partial t} = -v_W \frac{\partial T_W}{\partial z} + \frac{1}{c_W \rho_W A_W} (-r_1 - r_2 - r_3) \quad (2.3)$$

wo t die Zeit, z die Distanz in Fliessrichtung, A_W der benetzte Querschnitt, v_W die mittlere Fliessgeschwindigkeit und ρ_W die Dichte des Abwassers ist. Die Wärmeverluststraten r_i sind für den Wärmeübergang vom Abwasser in die Kanalluft

$$r_1 = k_O l_O (T_W - T_L) \quad (2.4)$$

für die Abwasserverdunstung

$$r_2 = k_{Op} l_O \left(p_{so} e^{-\frac{T_{so}}{T_W}} - \varphi \cdot p_{so} e^{-\frac{T_{so}}{T_L}} \right) \quad (2.5)$$

und für den Wärmedurchgang durch die Rohrwand

$$r_3 = k_R l_B (T_W - T_B) \quad (2.6)$$

wo T_L die Temperatur der Kanalisationsluft, T_B die Bodentemperatur, l_O die Wasserspiegelbreite, l_B der benetzte Umfang und φ die relative Luftfeuchtigkeit ist. Die Parameter $T_{so} = 5311$ K und $p_{so} = 1.73 \cdot 10^9$ mbar sind empirische Konstanten der Wasserdampfsättigungskurve (Bischofsberger und Seyfried 1984). Die Koeffizienten k_i sind gegeben durch

$$k_O = 5,85 \sqrt{v_{WL}} \quad (2.7)$$

$$k_{Op} = 8,75 \sqrt{v_{WL}} \quad (2.8)$$

$$k_R = \frac{1}{1/k_{R1} + 1/k_{RG}} \quad (2.9)$$

$$1/k_{R1} = \frac{D_N}{2\lambda_R} \ln\left(1 + 2 \frac{d_R}{D_N}\right) \quad (2.10)$$

$$1/k_{RG} = \frac{D_N}{2\lambda_E} \ln\left(1 + 2 \frac{d_E}{D_N + 2d_R}\right) \quad (2.11)$$

wo v_{WL} die Relativgeschwindigkeit zwischen Abwasser und Kanalisationsluft, D_N , d_R und λ_R der Nenndurchmesser, die Wandstärke und die Wärmeleitfähigkeit des Kanalisationsrohrs, und d_E und λ_E die Dicke und die Wärmeleitfähigkeit des ungesättigten Erdreichs (Kies) ist (Hütte 1971, Bischofsberger und Seyfried 1984; De Marsily 1986). Die Koeffizienten k_O und k_{Op} haben die Einheiten $W/m^2/K$ resp. $W/m^2/mbar$, und v_{WL} muss in m/s angegeben werden.

2.2.2 Lufttemperatur in der Kanalisation

Aus einer Wärmebilanz für die Luft in der Kanalisation resultiert für die Lufttemperatur T_L das Modell

$$\frac{\partial T_L}{\partial t} = -v_L \frac{\partial T_L}{\partial z} + \frac{1}{c_L \rho_L A_L} (r_1 - r_4) \quad (2.12)$$

wo A_L die Querschnittsfläche, v_L die mittlere Geschwindigkeit, c_L die spezifische Wärmekapazität und ρ_L die Dichte der Luft im Kanalisationsrohr ist. Der Parameter v_L kann berechnet werden aus

$$v_L = l_z / \theta_L \quad (2.13)$$

wo l_z die Länge des Kanalisationsrohrs und θ_L die Aufenthaltszeit der Luft in der Kanalisation ist. Die Wärmeverlustrate r_4 für den Wärmedurchgang durch die Rohrwand ist

$$r_4 = k_{LR} l_L (T_L - T_B) \quad (2.14)$$

wo l_L der Umfang des Luftraums im Kanalisationsrohr ist. Der Koeffizient k_{LR} ist gegeben durch

$$k_{LR} = \frac{1}{1/k_L + 1/k_{R1} + 1/k_{RG}} \quad (2.15)$$

mit

$$k_L = 6,2 + 4,2v_L \quad (2.16)$$

wo der Koeffizient k_L die Einheit $W/m^2/K$ hat, und v_L in m/s angegeben werden muss (Stöcker 1998).

2.2.3 Wassergehalt der Luft in der Kanalisation

Aus einer Massenbilanz für den Wassergehalt der Luft in der Kanalisation resultiert das Modell

$$\frac{\partial x}{\partial t} = -v_L \frac{\partial x}{\partial z} + \frac{1}{c_L \rho_L A_L} (r_5 - r_6) \quad (2.17)$$

wo x die Masse von Wasser und Dampf in der Luft pro Masseneinheit trockene Luft ist. Die Rate r_5 für die Abwasserverdunstung ist

$$r_5 = k_O f_O (x_s(T_W) - x) \quad (2.18)$$

wo $x_s(T_W)$ den Wassergehalt im Sättigungszustand darstellt (Hütte 1971), der gegeben ist durch

$$x_s(T_W) = 0,622 \frac{p_s(T_W)}{p_{ges} - p_s(T_W)} \quad (2.19)$$

mit dem Wasserdampfsättigungsdruck

$$p_s(T_W) = p_{so} e^{-\frac{T_{so}}{T_W}} \quad (2.20)$$

und dem Gesamtdruck p_{ges} (Daniels 1973). Die relative Luftfeuchtigkeit φ in der Kanalisation ist

$$\varphi = \frac{x}{0,622 + x} \frac{p_{ges}}{p_s(T_L)} \quad (2.21)$$

mit dem Wasserdampfsättigungsdruck

$$p_s(T_L) = p_{so} e^{-\frac{T_{so}}{T_L}} \quad (2.22)$$

Es ist zu beachten, dass die relative Luftfeuchtigkeit den Wert $\varphi = 1$ nicht überschreiten darf. Wird dieser Wert erreicht, setzt Kondensation ein. Dieser Prozess wird hier in Gleichung (2.17) mittels einer empirischen Kondensationsrate r_6 modelliert, die laufend so angepasst wird, dass x nie einen grösseren Wert hat, als derjenige für den $\varphi = 1$ wird in Gleichung (2.21). Es wird angenommen, dass die Kondensationswärme in die Kanalwand abgeführt wird.

2.3 MODELLRECHNUNGEN FÜR EINE TROCKENWETTERSITUATION IM WINTER

2.3.1 Wahl der Modellparameterwerte

Bei der Wärmeentnahme aus dem Abwasser in der Kanalisation muss darauf geachtet werden, dass die Zulufttemperatur einer nachgeschalteten ARA nur ausnahmsweise deren Bemessungstemperatur unterschreitet. Für die hier präsentierte Untersuchung wurden daher für die Modellparameter Werte gewählt, die einer Wintersituation bei Trockenwetter entsprechen. In Tabelle 2.1 sind diese Werte zusammengestellt.

Tab. 2.1: Gewählte Modellparameterwerte

| Parameter | Sym | Einheit | Wert |
|---|----------------|-------------------|-------|
| Benetzter Querschnitt | A_W | m ² | 0,106 |
| Spezifische Wärmekapazität von Luft | c_L | Ws/kg/K | 1000 |
| Spezifische Wärmekapazität von Wasser | c_W | Ws/kg/K | 4190 |
| Nenndurchmesser des Kanalisationsrohrs | D_N | m | 1,2 |
| Dicke des ungesättigten Erdreichs | d_E | m | 1,0 |
| Rohrwandstärke | d_R | m | 0,12 |
| Benetzter Umfang | l_B | m | 0,955 |
| Wasserspiegelbreite | l_O | m | 0,857 |
| Länge des Kanalisationsrohrs | l_z | m | 1000 |
| Gesamtdruck | p_{ges} | mbar | 970 |
| Bodentemperatur | T_B | K | 281 |
| Aussenlufttemperatur | T_{Lin} | K | 273 |
| Abwassertemperatur nach dem Wärmetauscher | T_{Win} | K | 288 |
| Abwassergeschwindigkeit | v_W | m/s | 1,0 |
| Relativgeschwindigkeit Abwasser-Kanalisationluft | v_{WL} | m/s | 1,2 |
| Relative Luftfeuchtigkeit der Aussenluft | φ_{in} | - | 0,5 |
| Wärmeleitfähigkeit von ungesättigtem Kies | λ_E | W/m/K | 0,5 |
| Wärmeleitfähigkeit des Kanalisationsrohrs (Beton) | λ_R | W/m/K | 1,0 |
| Dichte von Luft | ρ_L | kg/m ³ | 1,2 |
| Dichte von Wasser | ρ_W | kg/m ³ | 1000 |
| Aufenthaltszeit der Luft in der Kanalisation | Θ_L | s | 5000 |

Der Wassergehalt der Aussenluft x_{in} kann mit den Gleichungen (2.19) und (2.22), die Grösse von A_L und l_L mit D_N und A_W , resp. mit l_B berechnet werden.

2.3.2 Einfluss der Werte der Modellparameter

Mit dem durch die Gleichungen (2.3) bis (2.22) gegebenen mathematischen Modell kann nun die zeitliche und örtliche Änderung der Abwassertemperatur in der Kanalisation berechnet werden. Die im Rahmen dieser Arbeit gemachten Berechnungen sind für den stationären Fall durchgeführt worden, d.h. es wurden Längsprofile der Abwassertemperatur in der Kanalisation und die

Temperaturänderung zwischen Anfang und Ende der betrachteten Fließstrecke bestimmt. Für die Modellrechnungen wurde das Simulationsprogramm AQUASIM (Reichert 1998a, b) verwendet, mit dem auch instationäre Situationen beschrieben werden können, und es wurde von den in Tabelle 2.1 aufgeführten Werten der Modellparameter ausgegangen.

Mittels einer Sensitivitätsanalyse wurde für Gleichung (2.3) untersucht, welchen Einfluss die Wahl der Modellparameterwerte auf die mit dem Modell berechnete Abwassertemperatur T_W hat. Mit der Sensitivitätsanalyse kann bestimmt werden, wie stark sich T_W ändert, wenn der Wert eines Modellparameters um einen bestimmten Betrag geändert wird. Die Zahlenwerte $\Delta(1\text{km})$ und $\Delta(10\text{km})$ in Tabelle 2.2 geben die prozentuale Änderung von T_W an, die aus einer einprozentigen Änderung der Modellparameterwert resultiert für Fließdistanzen von 1 km, resp. von 10 km.

Tab. 2.2: Sensitivität der Abwassertemperatur auf die Modellparameter

| Parameter | Symbol | $\Delta(1\text{km})$ [%] ¹⁾ | $\Delta(10\text{km})$ [%] ¹⁾ |
|---|-------------|---|--|
| Nenndurchmesser des Kanalisationsrohrs | D_N | 0,0001 | 0,0010 |
| Dicke des ungesättigten Erdreichs | d_E | 0,0001 | 0,0009 |
| Rohrwandstärke | d_R | 0,0000 | 0,0001 |
| Volumenstrom des Abwassers | \dot{V}_W | 0,0076 | 0,0491 |
| Bodentemperatur | T_B | 0,0006 | 0,0057 |
| Lufttemperatur in der Kanalisation | T_L | 0,0065 | 0,0680 |
| Abwassertemp. nach dem Wärmetauscher | T_{Win} | 0,9708 | 0,7434 |
| Relativgeschwindigkeit Abwasser-Luft | v_{WL} | -0,0014 | -0,0107 |
| Relative Luftfeuchtigkeit in der Kanalisation | φ | 0,0136 | 0,1281 |
| Wärmeleitfähigkeit von ungesättigtem Kies | λ_E | -0,0007 | -0,0058 |
| Wärmeleitfähigkeit des Kanalisationsrohrs | λ_R | -0,0001 | -0,0004 |

¹⁾ Für alle Temperaturen wird in Grad Celsius gerechnet

Die Tabelle zeigt, dass die Sensitivität von T_W auf die Temperatur nach dem Wärmetauscher T_{Win} am Grössten ist: Ändert T_{Win} um 1 %, ändert sich T_W für 1 km um 0,9708 %, d.h. um fast ebenso viel wie T_{Win} , für 10 km jedoch nur noch um 0,7434 %. Letzteres bedeutet, dass bei einer Absenkung durch Wärmeentnahme von T_{Win} um 5 %, T_W nach 10 km nur um $5 \times 0,7434 = 3,7$ % absinkt. Dies rührt daher, dass bei tieferen Abwassertemperaturen auch der Wärmeverlust an die Umgebung kleiner ist.

Die weiteren Parameter, auf die T_W sensitiv ist, sind gemäss Tabelle 2.2 die relative Feuchtigkeit φ und die Temperatur T_L der Luft in der Kanalisation und der Abwasservolumenstrom \dot{V}_W . Die Werte von φ und T_L können grossen Schwankungen unterliegen. Daher sind diese Grössen im Modell als Zustandsvariable behandelt worden. Aus Abbildung 2.1 ist zu ersehen, dass sich für Aufenthaltszeiten $\theta_L > 2000$ s in der Kanalisation eine Lufttemperatur einstellt, die bloss 2 – 3 °C unter der Abwassertemperatur liegt, die also viel höher ist als

die Aussenlufttemperatur von 0 °C. Die Analyse der Ergebnisse der Modellrechnungen zeigt, dass die Grösse der Lufttemperatur in der Kanalisation primär von der Abwassertemperatur, dann vom Wärmeverlust durch die Rohrwand und nur zu einem kleinen Teil durch den Austausch mit der Aussenluft bestimmt wird.

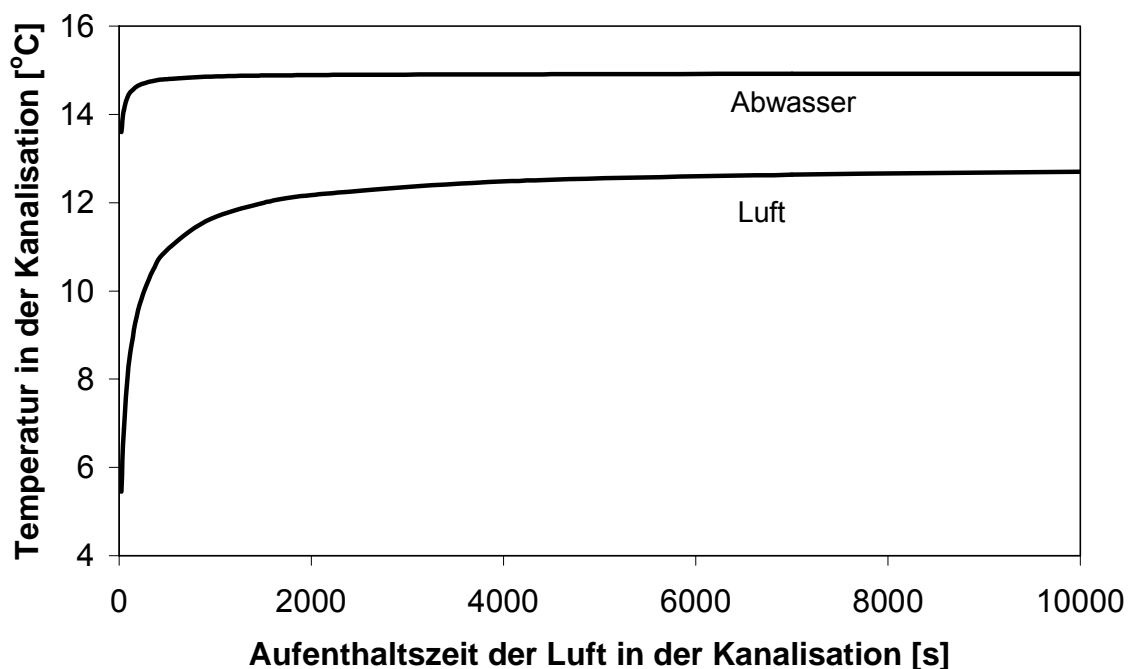


Abb. 2.1: Temperaturen, die sich für verschiedene Aufenthaltszeiten der Luft in der Kanalisation einstellen bei einer relativen Feuchtigkeit und Temperatur der Aussenluft von 0,5 resp. 0 °C

Die Frage nach der Aufenthaltszeit der Luft in der Kanalisation muss für jedes Kanalisationssystem einzeln geklärt werden. Eine Untersuchung mit Temperaturdaten für die ARA Werdhölzli in Zürich hat keinen Hinweis darauf ergeben, dass in diesem Fall die Aussenlufttemperaturen einen grossen Einfluss auf die Abwassertemperatur in der Kanalisation haben (Abb. 2.2). Die Abbildung zeigt die Tagesmittelwerte für die Monate Januar und Februar 2002 der Zulauftemperatur der ARA aufgetragen gegen die Temperatur der Aussenluft. Die Trockenwetterwerte liegen auf einer flachen Geraden, d.h. der Veränderung der Aussenlufttemperatur von 17 °C entspricht bloss eine Veränderung der Zulauftemperatur der ARA von rund 1 °C. Bei den Punkten in der rechten unteren Hälfte der Abbildung handelt es sich um Daten, für die der Zufluss zur ARA erhöht war. Die tiefsten Werte der Zulauftemperatur in den Wintermonaten sind demnach primär auf Niederschläge oder Schmelzwasser zurückzuführen.

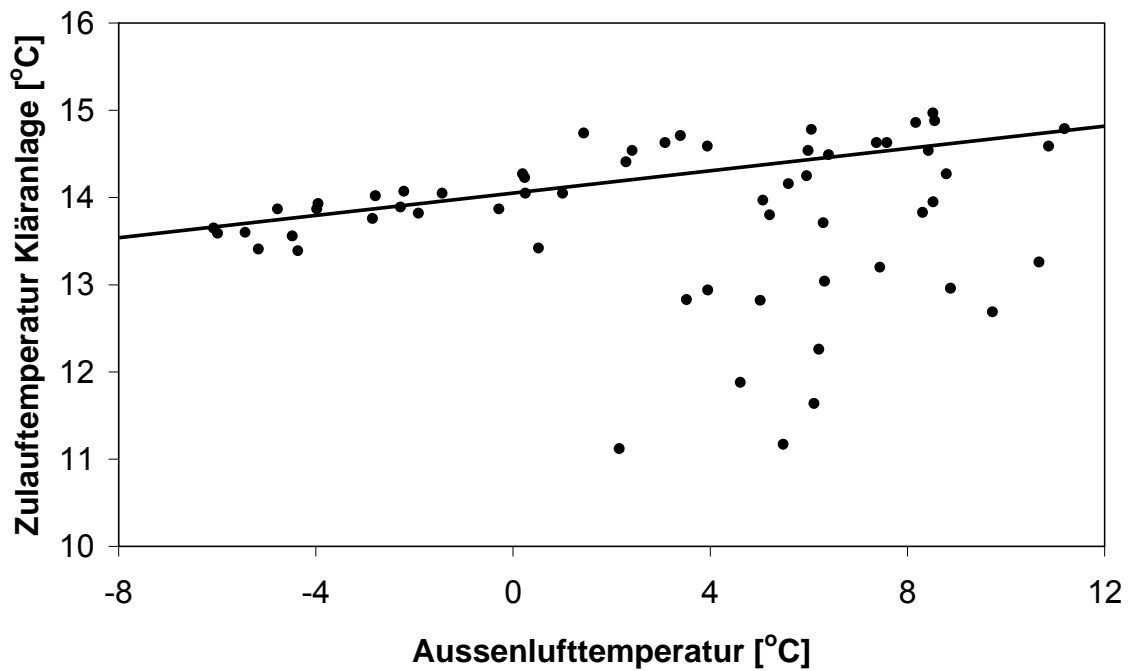


Abb. 2.2: Tagesmittelwerte der Zulauftemperatur der ARA Werdhölzli in Zürich für Januar und Februar 2002 aufgetragen gegen die Aussenlufttemperatur

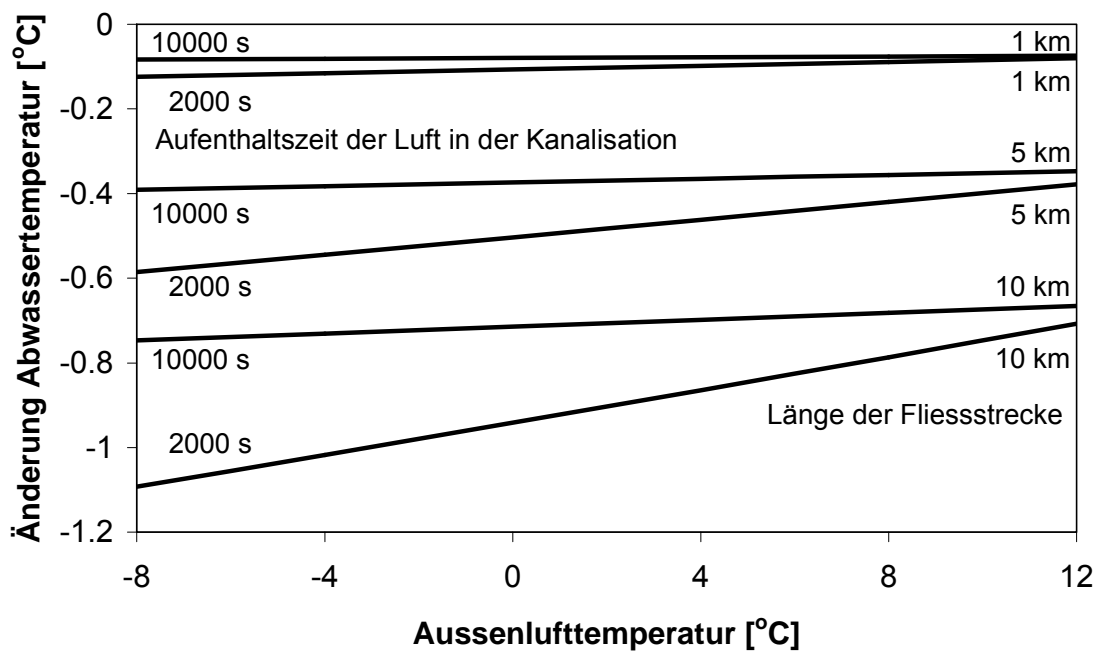


Abb. 2.3: Mit dem Modell gerechnete Änderung der Abwassertemperatur in Abhängigkeit von der Aussenlufttemperatur für verschiedene Fließstreckenlängen und Aufenthaltszeiten der Luft in der Kanalisation

Mit dem Modell können nun die Temperaturverhältnisse in der Kanalisation systematisch untersucht werden. Abbildung 2.3 zeigt die mit dem Modell berechnete Änderung der Abwassertemperatur in Abhängigkeit von der Aussenlufttemperatur für verschiedene Flie遝sstreckenlängen und Aufenthaltszeiten der Luft in der Kanalisation. Für diese und auch für alle weiteren Berechnungen ist von Belüftungsstrecken von 1 km Länge ausgegangen worden. Im Weiteren sind stets Werte der Modellparameter gemäss Tabelle 2.1 verwendet worden. Für kurze Flie遝sstrecken von 1 km Länge hat die Aussenlufttemperatur einen kaum erkennbaren Einfluss auf die Abwassertemperatur. Für längere Flie遝sstrecken ist der Einfluss für eine sehr grosse Aufenthaltszeit ebenfalls klein. Nur für sehr lange Flie遝sstrecken und kleine Aufenthaltszeiten hat die Aussenlufttemperatur einen signifikanten Einfluss auf die Abwassertemperatur.

In Abbildung 2.4 ist die Änderung der Abwassertemperatur gegen die Temperatur des Abwassers nach dem Wärmetauscher aufgetragen. Die dargestellten Kurven sind mit einer Aufenthaltszeit der Luft in der Kanalisation von 5000 s berechnet worden. Die Abbildung zeigt, dass die Abnahme der Abwassertemperatur über die Flie遝sstrecke hinweg für hohe Abwassertemperaturen am Grössten ist, und dass für Temperaturen von $\approx 8\text{ }^{\circ}\text{C}$ die Änderung sehr klein wird. Die Abbildung zeigt auch, dass für Temperaturen $< 8\text{ }^{\circ}\text{C}$ für das Abwasser ein Wärmegewinn auftritt. Demnach wird das Abwasser in der Kanalisation weniger stark abgekühlt, oder kann sich sogar wieder erwärmen, wenn ihm vorher durch einen in die Kanalisation eingebauten Wärmetauscher Wärme entzogen worden ist.

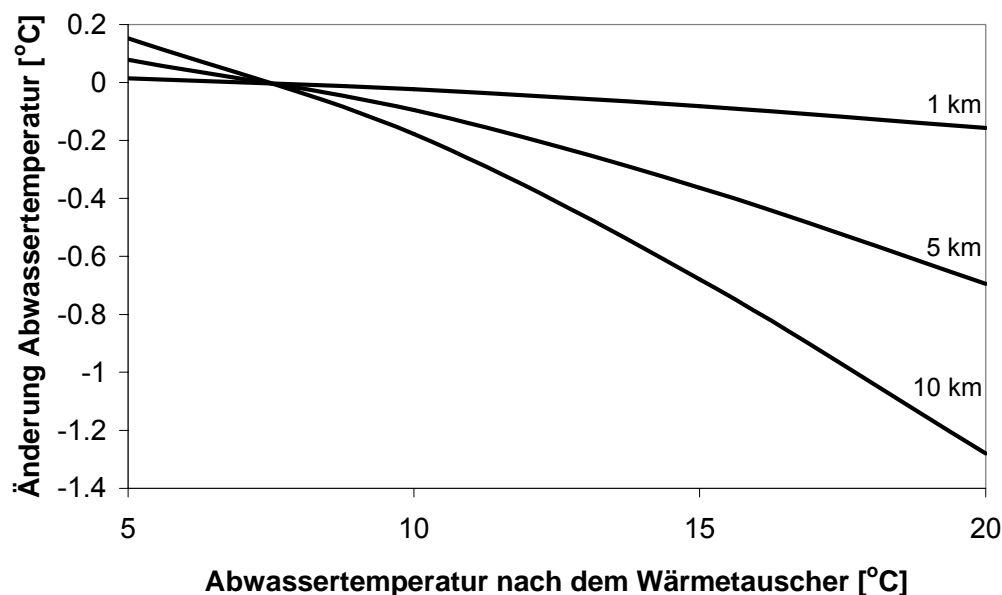


Abb. 2.4: Mit dem Modell gerechnete Änderung der Abwassertemperatur in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur nach dem Wärmetauscher für verschiedene Flie遝sstreckenlängen

Ein weiterer Modellparameter, der sich in der Sensitivitätsanalyse neben der Abwassertemperatur nach dem Wärmetauscher, der Lufttemperatur und der relativen Feuchtigkeit als wichtig erwiesen hat, ist der Volumenstrom des Abwassers. In Abbildung 2.5 ist die Änderung der Abwassertemperatur in Abhängigkeit vom Volumenstrom des Abwassers aufgetragen. Aus der Abbildung geht hervor, dass mit zunehmender Grösse des Volumenstroms die Änderung der Abwassertemperatur in der Kanalisation kleiner wird. Für einen Volumenstrom von 80 L/s beträgt die Änderung der Abwassertemperatur nach 10 km Flie遝sdistanz rund $-1\text{ }^{\circ}\text{C}$, für einen doppelt so grossen Volumenstrom nur $-0,4\text{ }^{\circ}\text{C}$. Je grösser der Volumenstrom, desto mehr Wärme kann ihm mittels Wärmetauscher entzogen werden. Als Faustregel gilt, dass die Nutzung der Abwasserwärme für Gemeinden ab 5'000 – 10'000 Einwohnern, d.h. für Abwasserströme bei Trockenwetter ab ca. 20 – 40 L/s, in Frage kommt (Müller und Kobel 2001).

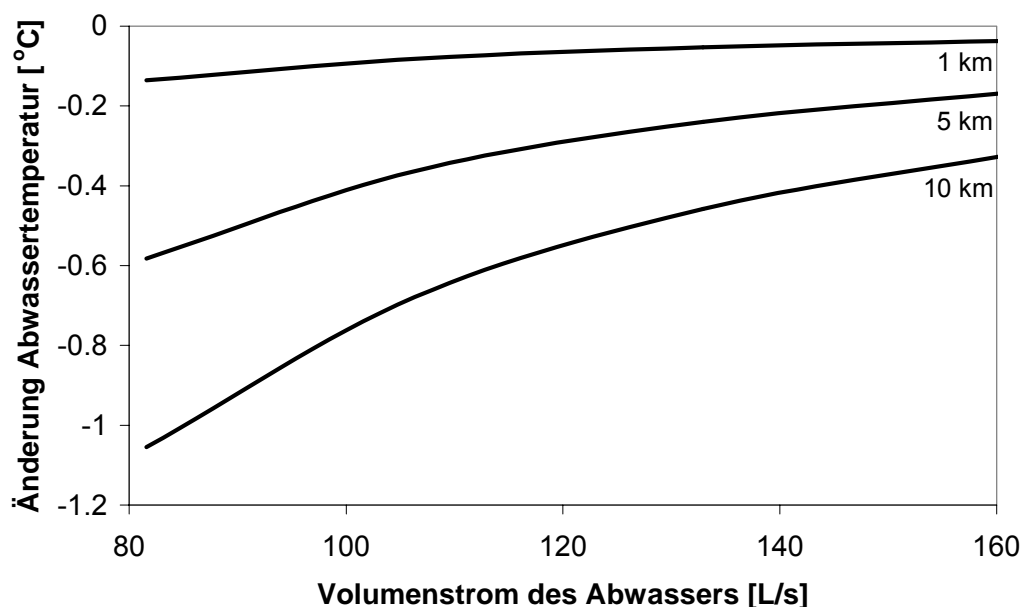


Abb. 2.5: Mit dem Modell gerechnete Änderung der Abwassertemperatur in Abhängigkeit vom Volumenstrom des Abwassers für verschiedene Flie遝streckenlängen

Die präsentierten Modellrechnungen sind unter der Annahme durchgeführt worden, dass die Kanalisation im ungesättigten Erdreich liegt. Für ungesättigtes Erdreich (Kies) beträgt die Wärmeleitfähigkeit ungefähr $0,5\text{ W/m/K}$, für wassergesättigtes Erdreich liegt sie um 2 W/m/K . Um den Einfluss der Wassersättigung des Erdreichs auf die Abwassertemperatur aufzuzeigen, ist deren Änderung in Abhängigkeit von der Wärmeleitfähigkeit des Erdreichs gerechnet worden (Abb. 2.6). Die Abbildung zeigt, dass die Änderung der

Abwassertemperatur für Flie遝sstrecken von 10 km Länge in wassergesättigtem Erdreich etwa um -0,5 C gro遝er ist als im ungesättigten Boden.

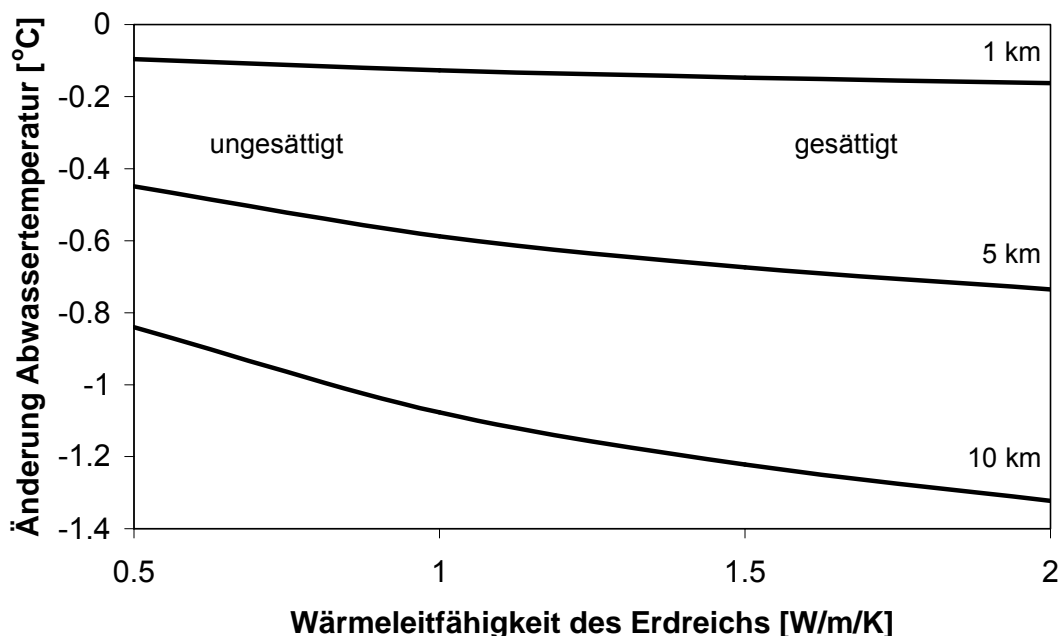


Abb. 2.6: Mit dem Modell gerechnete Änderung der Abwassertemperatur in Abhängigkeit von der Wärmeleitfähigkeit des Erdreichs für verschiedene Flie遝sstreckenlngen. Die kleinen Leitfähigkeitswerte sind typisch für ungesättigtes, die grossen Werte für wassergesättigtes Erdreich

2.3.3 Zahlenbeispiel

In der durch die Modellparameter von Tabelle 2.1 charakterisierten Kanalisation fliesst ein Abwasserstrom von $\dot{V}_W = A_W v_W = 106 \text{ L/s}$. Wird diesem Abwasser mit einer angenommenen Temperatur von 11 C die Wärmemenge $\dot{Q}_e = 400 \text{ kW}$ entnommen, reduziert sich die Abwassertemperatur nach dem Wärmetauscher gemäss Gleichung (2.1) um 0,9 C. Aus den Abbildungen 2.3 bis 2.6 ist zu ersehen, dass auf einer Flie遝sstrecke von 1 km mit einer weiteren Temperaturabnahme von rund 0,1 C zu rechnen ist. Wenn sich das Kanalisationsrohr nach dieser Flie遝sstrecke mit zwei anderen Kanalisationsrhren vereinigt, in denen Abwasser mit einem Volumenstrom von 200 L/s und einer Temperatur von 11,5 C und Abwasser mit 50 L/s und 10 C fliesst, erhält man mit Gleichung (2.2) eine resultierende Abwassertemperatur $T_{W,res}$ von 10,8 C. Ohne Wärmeentnahme ist die Abwassertemperatur drei Zehntel Grad gro遝er, d.h. $T_{W,res}$ beträgt 11,1 C. Für den Betrieb einer ARA mit einer Bemessungstemperatur von 10 C sollte wegen der Temperaturänderung durch diese Wärmeentnahme demnach kein Problem entstehen.

Aus der Wärmeentnahme durch einen in die Kanalisation eingebauten Wärmetauscher resultiert also eine relativ kleine Abnahme der Abwassertemperatur. Die Abnahme liegt in der gleichen Grössenordnung wie die natürlichen Wärmeverluste in der Kanalisation und ist klein gegenüber den wetterbedingten Temperaturschwankungen (Abb. 2.2). Da die Anlagen zur Nutzung der Abwasserwärme normalerweise bivalent ausgelegt werden, d.h. auch noch über eine Öl- oder Gasheizung verfügen, kann zudem auf den letzteren Energieträger umgeschaltet werden, wenn die Temperatur im Zulauf der ARA einen kritischen Wert unterschreitet.

2.4 SYMBOLVERZEICHNIS KANALISATION

| Symbol | Einheit | Grösse |
|----------------|----------------|--|
| A_L | m ² | Lufttraumquerschnittsfläche des Kanalisationsrohrs |
| A_W | m ² | Benetzter Querschnitt |
| c_L | Ws/kg/K | Spezifische Wärmekapazität von Luft |
| c_W | Ws/kg/K | Spezifische Wärmekapazität von Wasser |
| D_N | m | Nenndurchmesser des Kanalisationsrohrs |
| d_E | m | Dicke des ungesättigten Erdreichs |
| d_R | m | Rohrwandstärke |
| k | | Koeffizient |
| l_B | m | Benetzter Umfang |
| l_L | m | Lufttraumumfang im Kanalisationsrohr |
| l_O | m | Wasserspiegelbreite |
| l_z | m | Länge des Kanalisationsrohrs |
| p_{ges} | mbar | Gesamtdruck |
| p_s | mbar | Wasserdampfsättigungsdruck |
| p_{so} | mbar | Konstante der Wasserdampfsättigungskurve |
| \dot{Q}_e | W | Pro Zeiteinheit entnommene Wärmemenge |
| r | | Rate |
| T_B | K | Bodentemperatur |
| T_L | K | Lufttemperatur in der Kanalisation |
| T_{Lin} | K | Aussenlufttemperatur |
| T_{so} | K | Konstante der Wasserdampfsättigungskurve |
| T_W | K | Abwassertemperatur |
| T_{Win} | K | Abwassertemperatur nach dem Wärmetauscher |
| \dot{V}_W | m ³ | Abwasservolumenstrom |
| v_L | m/s | Geschwindigkeit der Luft im Kanalisationsrohr |
| v_W | m/s | Abwassergeschwindigkeit |
| v_{WL} | m/s | Relativgeschwindigkeit Abwasser-Kanalisationluft |
| x | - | Wassergehalt der Luft |
| x_s | - | Wassergehalt der Luft im Sättigungszustand |
| z | m | Distanz in Fliessrichtung |
| φ | - | Relative Luftfeuchtigkeit in der Kanalisation |
| φ_{in} | - | Relative Luftfeuchtigkeit der Aussenluft |

| | | |
|-------------|-------------------|--|
| λ_E | W/m/K | Wärmeleitfähigkeit des Erdreichs |
| λ_R | W/m/K | Wärmeleitfähigkeit des Kanalisationsrohrs |
| ρ_L | kg/m ³ | Dichte von Luft |
| ρ_W | kg/m ³ | Dichte von Wasser |
| Θ_L | s | Aufenthaltszeit der Luft in der Kanalisation |

2.5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Mit dem präsentierten mathematischen Modell (Wanner *et al.* 2004a) lässt sich die zeitliche und örtliche Änderung der Temperatur des Abwassers in der Kanalisation berechnen. Wenn in die Kanalisation ein Wärmetauscher zur Nutzung der Abwasserwärme eingebaut werden soll, können mit solchen Berechnungen die Auswirkungen der Wärmeentnahme und der Wärmeverluste in der Kanalisation auf die Zulufttemperatur einer nachgeschalteten ARA berechnet werden.

Die hier präsentierten Berechnungen für eine Wintersituation bei Trockenwetter und für die gewählten Modellparameterwerte (Tab. 2.1) ergeben, dass die maximale Abkühlung des Abwassers durch die Wärmeverluste in der Kanalisation in der Grössenordnung von 1 °C liegt (Abb. 2.3 bis 2.6). Die Grössen, die auf die Abwassertemperatur den stärksten Einfluss haben, sind die Abwassertemperatur nach dem Wärmetauscher, die Temperatur und relative Feuchtigkeit der Luft in der Kanalisation und der Abwasservolumenstrom. Ein Zahlenbeispiel zeigt, dass die zusätzliche Abkühlung der Abwassertemperatur, die aus der Wärmeentnahme durch einen Wärmetauscher resultiert, relativ klein ist; sie ist viel kleiner als die wetterbedingten Schwankungen der Abwassertemperatur (Abb. 2.2).

Im Abwasser sind grosse Energiemengen vorhanden, die genutzt werden können. Dies ist möglich für Gemeinden ab 5'000 Einwohnern. Die Auswirkungen der Wärmeentnahme auf die Zulufttemperatur einer nachgeschalteten ARA, und damit auf deren Betrieb, sind normalerweise gering und werden im nächsten Kapitel dieses Berichts näher untersucht.

3

Einfluss der Wärmeentnahme auf den ARA-Betrieb

3.1 ABWASSERTEMPERATUR UND ARA-BETRIEB

Im Rahmen des Forschungsprojekts wurden auch die Auswirkungen einer Wärmeentnahme aus dem Abwasser in der Kanalisation auf eine nachgeschaltete ARA untersucht. Von den in der ARA ablaufenden Prozessen werden vor allem die Nitrifikation und die Denitrifikation von tiefen Temperaturen beeinträchtigt. Es wurde deshalb untersucht, wie sich eine Abnahme der Temperatur im Zulauf der ARA auf diese Prozesse auswirken würde. Für diese Untersuchung wurde das Modell von Koch *et al.* (2001a) verwendet, das auf dem Belebtschlammmodell ASM3 basiert (Gujer *et al.* 1999). Das verwendete Modell ist für die Simulation von nitrifizierenden und denitrifizierenden Belebungsanlagen entwickelt worden. Es berücksichtigt Prozesse wie Hydrolyse, Wachstum, endogene Atmung, Nitrifikation und Denitrifikation. Das Modell kann die Stickstoffeliminationsleistung berechnen, die sich zusammensetzt aus der Schlammproduktion (Inkorporation von Stickstoff in die Biomasse) und der Denitrifikationsleistung. Das Modell ist statisch, d.h. die Auswirkungen zeitlich ändernder Zulaufmengen und -temperaturen können damit nicht untersucht werden. Mit dem Modell wurde eine grosse Zahl von Simulationen durchgeführt. Dabei wurden die Parameterwerte, die für die zu untersuchenden Prozesse wichtig sind, variiert und für die übrigen Modellparameter wurden Werte verwendet, die etwa den Durchschnittswerten von kommunalen ARAs entsprechen.

Neben dem statischen Fall, d. h. dem Fall von zeitlich nicht ändernden Zulauffrachten und –temperaturen waren auch dynamische Situationen mit zeitlichen Veränderungen im Zulauf und deren Auswirkungen auf die Nitrifikationsleistung der ARA zu untersuchen. Für diese Untersuchungen wurden im Winter 2002/03 neben den laufend registrierten Daten von Mitarbeitern der ARA Werdhölzli in Zürich in verdankenswerter Weise noch zusätzliche Messgrössen erhoben, die dann im Rahmen dieses Projekts ausgewertet werden konnten.

3.2 TEMPERATURREGIME IN DER ARA ZÜRICH-WERDHÖLZLI

In der ARA Zürich-Werdhölzli wird Abwasser im Umfang von 600'000 Einwohnerequivalenten gereinigt. Das Belebtschlammssystem besteht aus zwei Strassen mit je sechs Belebungsbecken ($6 \times 5000 \text{ m}^3$) und sechs Nachklärbecken ($6 \times 6000 \text{ m}^3$), die parallel betrieben werden (Koch *et al.* 2000, Siegrist *et al.* 2000). Die Belebungsbecken beinhalten ein aerobes und zwei anoxische Anteile. Der anoxische Volumenanteil beträgt 28% des totalen Beckenvolumens. Die Belebungsbecken haben ein totales Schlammalter von 12 Tagen, in dem der Belebtschlamm der Nachklärbecken inbegriffen ist, und ein aerobes Schlammalter von 8 Tagen. Der mittlere Durchfluss der ARA beträgt $2,3 \text{ m}^3/\text{s}$ und der maximale Durchfluss bei Regenwetter $6 \text{ m}^3/\text{s}$.

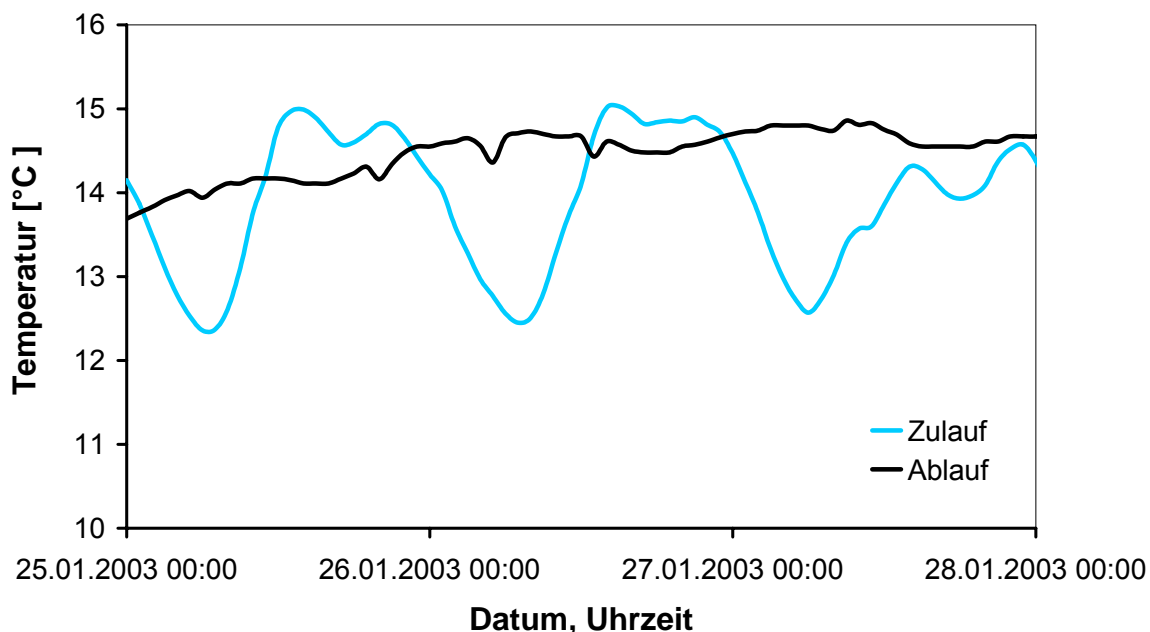


Abb. 3.1: Trockenwetterwerte der Zulauf- und Ablauftemperatur der ARA Werdhölzli in Zürich vom 25. bis 27. Januar 2003

3.2.1 Abwassertemperatur bei Trockenwetter

Die Temperaturen im Zulauf und im Ablauf der ARA wurden online gemessen und als Stundenmittelwerte gespeichert. Die Analyse der gemessenen Zulauftemperaturen ergab, dass diese auch 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 3.1 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.

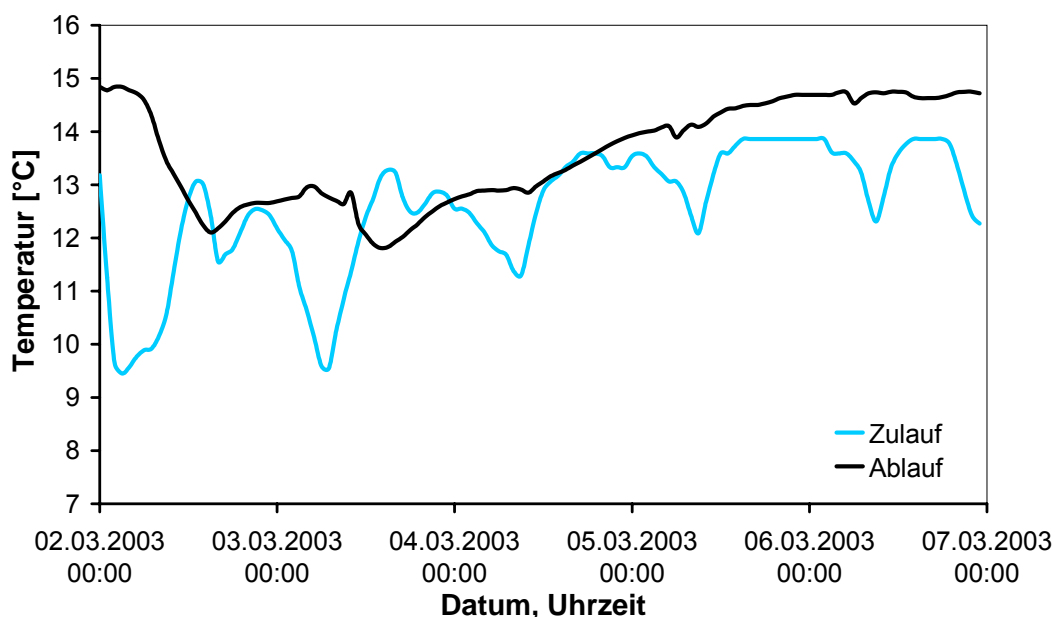


Abb. 3.2: Temperaturen nach einem Regenereignis im Zulauf und im Ablauf der ARA Werdhölzli in Zürich vom 2. bis 6. März 2003

3.2.2 Abwassertemperatur bei Regenwetter

Die Situation bei Regenwetter ist in Abbildung 3.2 dargestellt, die einen der massivsten, im Winter 2002/03 beobachteten Einbrüche der Zulauftemperatur zeigt. In der Folge des Regenereignisses fiel die Ablauftemperatur von 15 °C auf 12 °C, blieb eineinhalb Tage zwischen 11,7 °C und 13 °C und stieg erst dann wieder an auf Werte um 15 °C. Auch hier hatte die Dämpfung in der ARA einen starken Effekt; die mittleren Ablauftemperaturen liegen um mehrere °C über den Tiefstwerten der Zulauftemperatur.

3.2.3 Veränderung der Abwassertemperatur in der ARA

Es ist beobachtet worden, dass die Ablauftemperatur im Winter um 0,5 °C bis 1 °C höher war als die Tagesmittel der Zulauftemperatur der ARA (Abb. 3.1). Die Analyse der in der ARA ablaufenden Prozesse ergab, dass durch die Belüftung mit 6 m³ Luft pro m³ Abwasser und einer Zulufttemperatur von 60 °C die Abwassertemperatur um 0,3 °C erhöht wird. Durch die Oxidation von 0,12 kg CSB (chemischer Sauerstoffbedarf) werden 2 MJ Bioenergie pro m³ Abwasser erzeugt, und die Abwassertemperatur wird um 0,4 °C erhöht. Durch Zugabe von Faulwasser im Umfang von 0,5% bis 1% des Gesamtdurchfluss und mit einer Temperatur von ca. 30 °C, steigt die Abwassertemperatur um 0,1 °C bis 0,15 °C an. Durch Verdunstung von 0,15 kg Wasser pro m³ Abwasser bei einer Abwassertemperatur 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 0,7 °C bis 0,75 °C vorhersagen. Wegen der viel stärkeren Sonneneinstrahlung ist die Ablauftemperatur im Sommer um bis zu 2 °C höher war als das Tagesmittel der Zulauftemperatur.

Die Temperatur im Belebungsbecken, wo die biologischen Prozesse stattfinden, ist in etwa gleich der Temperatur im Ablauf der ARA. Demnach bedeutet der Temperatursausgleich in der ARA (Abb. 3.1), dass kurzzeitige Temperatureinbrüche und Temperaturschwankungen zwischen Tag und Nacht für die Nitrifikation nicht von grosser Bedeutung sind. Allerdings ist die Situation anders, wenn bei lang anhaltenden Niederschlägen die Zulauftemperatur während Tagen abgesenkt ist. In diesem Fall stellt sich natürlich auch im Belebungsbecken eine tiefere Temperatur ein. Länger anhaltende Temperaturabsenkungen haben damit einen massgebenden Einfluss auf die Nitrifikation und müssen bei der Wärmeentnahme aus der Kanalisation berücksichtigt werden. Wie im nächsten Abschnitt diskutiert, ist die Wärmeentnahme aus der Kanalisation für den Betrieb einer ARA jedoch umso unbedenklicher, je grösser die Sicherheit der ARA gegen ein Überschreiten der Ammoniumkonzentration im Ablauf ist.

3.3 EINFLUSS AUF NITRIFIKATION UND STICKSTOFFELIMINATION

3.3.1 Schlammalter, Nitrifikantenwachstum & Nitrifikationssicherheit

Für die Dimensionierung von Belebtschlammbecken hat sich heutzutage das Schlammalter als wichtigste Dimensionierungsgrösse etabliert. Das Schlammalter entspricht der Masse der Feststoffe im Belebungsbecken dividiert durch den täglichen Schlammverlust im Überschussschlamm und Nachklärbeckenablauf:

$$SA_{tot} = V_{tot} X_{BB} / (\dot{U}S + Q_{mit} X_{NKB}) \quad (3.1)$$

Wo SA_{tot} das totale Schlammalter, V_{tot} das totale Belebungsbeckenvolumen, X_{BB} die Belebtschlammkonzentration im Belebungsbecken, $\dot{U}S$ die Überschussschlammfracht, Q_{mit} der mittlere Zufluss und X_{NKB} die Belebtschlammkonzentration im Nachklärbecken ist. Allgemein gilt, dass der Kehrwert des mittleren Schlammalters SA_{mit} etwa der mittleren Wachstumsgeschwindigkeit μ_{mit} der Bakterien entspricht:

$$\mu_{mit} \approx 1/SA_{mit} \quad (3.2)$$

Damit kann mit dem Schlammalter beurteilt werden, welche Mikroorganismen sich im Belebtschlamm ansiedeln können, nämlich diejenigen, die eine maximale Wachstumsgeschwindigkeit haben, die grösser ist als der Kehrwert des Schlammalters:

$$\mu_{max} > 1/SA \quad (3.3)$$

3.3.1.1 Das Konzept des Sicherheitsfaktors

Der Sicherheitsfaktor der Nitrifikation entspricht der maximalen dividiert durch die mittlere Wachstumsgeschwindigkeit der Nitrifikanten:

$$SF_{Nit} = \mu_{Nit,max} / \mu_{Nit,mit} \quad (3.4)$$

Die Nitrifikation wird so ausgelegt, dass in 80% der Lastfälle die vorgegebene Ablaufkonzentration von Ammonium (NH_4), z.B. 2 mg NH_4-N/L , nicht überschritten wird, d.h. der Sicherheitsfaktor sollte grösser sein als der Quotient aus der maximalen NH_4 -Fracht während der Tagesspitze eines 80% Lasttages ($L_{NH_4,max,80\%}$) und der mittleren NH_4 -Tagesfracht ($L_{NH_4,mit}$):

$$SF_{Nit} > L_{NH_4,max,80\%} / L_{NH_4,mit} \quad (3.5)$$

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

- Inhibition der Nitrifikation durch Chemikalien => maximale Wachstumsgeschwindigkeit kleiner als angenommen
- temporär Schlammproduktion grösser als angenommen
- temporär schlechte Absetzbarkeit des Belebtschlammes, was eventuell eine geringere Schlammkonzentration in den Becken bewirkt als angenommen wurde
- kurzfristig erhöhte Spitzenbelastungen

3.3.1.2 Nitrifikantenwachstum und erforderliches Schlammalter

Da die Nitrifikanten nur aerob wachsen, ist gemäss Gleichung (3.2)

$$\mu_{Nit,mit} \approx 1/SA_{aer,mit} \text{ und:}$$

$$SF_{Nit} \approx \mu_{Nit,max} SA_{aer,mit} \quad (3.6)$$

Das maximale Wachstum der Nitrifikanten ist temperaturabhängig (Head und Oleszkiewicz 2004):

$$\mu_{Nit,max}(T) = \mu_{Nit,max}(10^{\circ}C) e^{0,11(T-10^{\circ}C)} \text{ mit } \mu_{Nit,max}(10^{\circ}C) = 0,2 \text{ d}^{-1} \quad (3.7)$$

Bei der Dimensionierung einer Belebtschlammanlage (ATV 2000) wird die minimale Temperatur berücksichtigt, bei der die vorgeschriebene Leistung erbracht werden muss. Im schweizerischen Mittelland werden ARAs meistens für eine minimale Temperatur von 10°C dimensioniert. Für das aerobe Schlammalter ergibt sich:

$$SA_{aer} > SF_{Nit} / \mu_{Nit,max}(T_{Dimensionierung}) \quad (3.8)$$

3.3.2 Modellrechnungen für den stationären Fall

3.3.2.1 Annahmen für die Modellrechnung

Als Grundlage für die Modellrechnungen wurde das statische Modell von Koch *et al.* (2001a) verwendet, das auf dem Belebtschlammmodell Nr. 3 (ASM3) der internationalen Task Group on Activated Sludge Modelling basiert (Gujer *et al.* 1999). Das Modell wurde entwickelt für die Simulation von nitrifizierenden und denitrifizierenden Belebungsanlagen. Es berücksichtigt Prozesse wie Hydrolyse, Wachstum, endogene Atmung, Nitrifikation und Denitrifikation. Dieses statische Modell kann die Schlammproduktion prognostizieren und die Leistung der Denitrifikation berechnen.

Die Berechnung der Denitrifikationsleistung basiert auf der mittleren Abwasserzusammensetzung im Ablauf des Vorklärbeckens der ARA Zürich-Werdhölzli (Tab. 3.1). Diese Werte entsprechen etwa den Durchschnittskonzentrationen im Vorklärbeckenablauf von kommunalen ARAs in der Schweiz.

Tab. 3.1: Mittlere Konzentrationen im Ablauf der Vorklärung der ARA Zürich-Werdhölzli

| Stoff | Einheit | Wert | Legende |
|------------------|---------|------|--------------------------------------|
| $X_{TSS,o}$ | mg/L | 77 | Totale suspendierte Stoffe im Zulauf |
| $C_{CSB,tot,in}$ | mg/L | 238 | Totaler CSB im Zulauf |
| $S_{S,o}$ | mg/L | 20 | Gelöster abbaubarer CSB im Zulauf |
| $C_{TKN,o}$ | mg/L | 28,5 | KjN total im Zulauf |
| $S_{NO,o}$ | mg/L | 0,5 | Nitrat- und Nitrit-N im Zulauf |
| $C_{N,tot,in}$ | mg/L | 29,0 | $C_{TKN,o} + S_{NO,o}$ im Zulauf |
| $S_{O,o}$ | mg/L | 2,0 | Sauerstoff im Zulauf |

3.3.2.2 Abwassertemperatur und erforderliches Schlammalter

Es wurde eine grosse Zahl von Simulationen durchgeführt. Dabei wurden die Parameterwerte, die für die zu untersuchenden Prozesse wichtig sind, variiert und für die übrigen Modellparameter wurden Werte verwendet, die etwa den Durchschnittswerten von kommunalen ARAs entsprechen. Die Resultate wurden in einem Nomogramm zusammengefasst dargestellt (Abb. 3.3). Dieses Nomogramm erlaubt eine stationäre Abschätzung der Wärmeentnahme auf den Betrieb der biologischen Anlagenteile (Nitrifikation, Denitrifikation) der auf der Basis von Tagesmittelwerten. Aussagen für eine zeitliche oder mengenmässige Beschränkung der Wärmeentnahme bedingt durch das dynamische Verhalten der Zulaufkraft und des Temperaturverlaufs ist damit nicht möglich.

Im Diagramm 1 der Abbildung 3.3 kann der Sicherheitsfaktor der Nitrifikation in Abhängigkeit der Temperatur und des aeroben Schlammalters herausgelesen werden. Das Diagramm zeigt, dass als Effekt der Abwasserabkühlung bei gleichbleibendem aerobem 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, muss das aerobe Schlammalter gemäss den Gleichungen (3.3) und (3.7) etwa viereinhalb Tage betragen. Aus Gleichung (3.6) geht hervor, dass ein aerobes Schlammalter von etwa 9 Tagen erforderlich ist, damit der Sicherheitsfaktor 2 beträgt. In Diagramm 1 ist dieser Sachverhalt graphisch dargestellt. Wenn nun wegen einer Wärmeentnahme in der Kanalisation die Abwassertemperatur nur noch 10 °C und das aerobe Schlammalter weiterhin 9 Tage beträgt, reduziert sich die Nitrifikationssicherheit gemäss Diagramm 1 auf 1,8. Wenn die Abwassertemperatur auf 10 °C absinkt und ein Sicherheitsfaktor von 2 erhalten bleiben soll, muss das aerobe Schlammalter auf 10 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. In denitrifizierenden ARAs kann das aerobe Schlammalter auch auf Kosten des anoxischen vergrössert werden, was im Diagramm 2 illustriert wird.

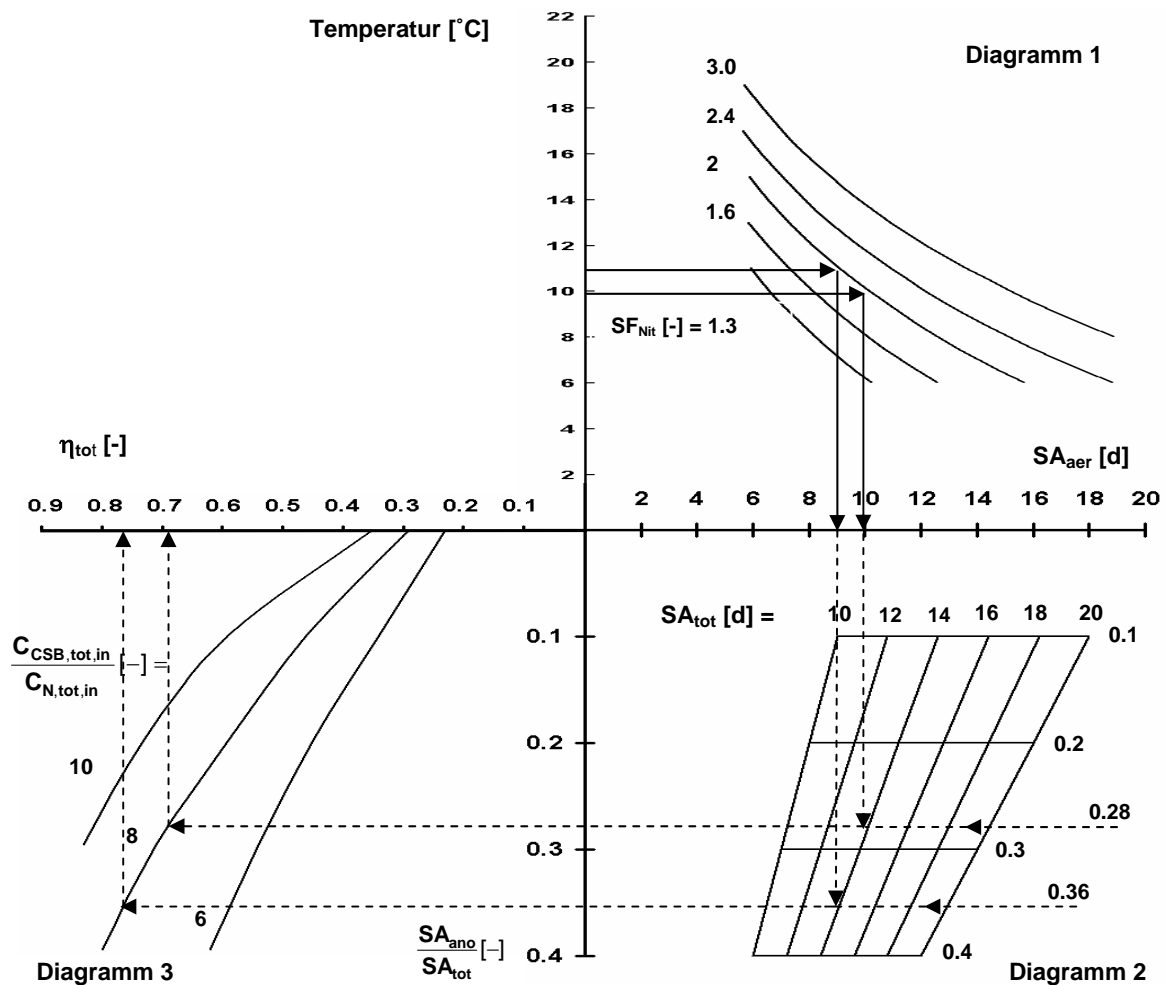


Abb. 3.3: Effekt einer Abnahme der Abwassertemperatur auf das aerobe und anoxische Schlammalter, SA_{aer} und SA_{ano} , und auf den Wirkungsgrad der Stickstoffelimination, η_{tot} , für verschiedene Werte des Sicherheitsfaktors SF_{Nit} , des totalen Schlammalters SA_{tot} , der Verhältnisse von anoxischem zu totalem Schlammalter, SA_{ano}/SA_{tot} , und der Verhältnisse von totalem CSB zu totaler Stickstoffkonzentration im ARA-Zulauf, $C_{CSB,tot,in}/C_{N,tot,in}$.

3.3.2.3 Verhältnis von aerobem zu anoxischem Schlammalter

Das Beckenvolumen einer Stickstoffeliminationsanlage unterteilt man in ein aerobes Volumen (aerobe Phase) für die Nitrifikation und ein anoxisches (Nitrat, ohne Sauerstoff) Volumen (anoxische Phase) für die Denitrifikation. 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 kann

- entweder die Nitrifikationssicherheit durch Erhöhung des aeroben Schlammalters beibehalten werden auf Kosten des anoxischen Schlammalters bzw. der Denitrifikationsleistung,

- oder durch Beibehaltung des Verhältnisses SA_{ano}/SA_{tot} die Denitrifikationsleistung konstant gehalten, aber die Nitrifikationssicherheit vermindert werden.

Beispiel: Die Anlage im Beispiel von Abbildung 3.3 hat ein totales Schlammalter SA_{tot} von 14 Tagen (Diagramm 2). Das Diagramm zeigt die Konsequenzen für das Verhältnis SA_{ano}/SA_{tot} , wenn die Abwassertemperatur durch die Wärmeentnahme um 1°C von 11°C auf 10°C abgesenkt und der Sicherheitsfaktor für die Nitrifikation konstant gehalten wird. Im Beispiel wird ein erforderliches aerobes Schlammalter von 9 Tagen berechnet. Bei einem SA_{tot} von 14 Tagen ist $SA_{ano}/SA_{tot} = 0,36$. Bei einer Temperaturabsenkung von einem Grad auf 10°C erhöht sich das erforderliche aerobe Schlammalter um 10% auf $SA_{aer} = 10$ Tage, bzw. vermindert sich SA_{ano}/SA_{tot} auf 0,28, d.h. das anoxische Schlammalter reduziert sich von 5 auf 4 Tage.

3.3.2.4 Wirkungsgrad der Stickstoffelimination

Die Stickstoffeliminationsleistung setzt sich zusammen aus der Inkorporation von Stickstoff in die Biomasse und der Denitrifikationsleistung. Beide sind abhängig von der Konzentration des CSB. Der Wirkungsgrad der Inkorporation und der Denitrifikation ist eine Funktion des Verhältnisses von CSB zu Stickstoff im Zulauf ($C_{CSB,tot,in}/C_{N,tot,in}$). Die Denitrifikationsleistung verbessert sich zudem mit zunehmendem Anteil an abbaubarem CSB und anoxischem Beckenvolumen, während die Inkorporation auch bei einer Verschiebung der Volumenanteile etwa gleich bleibt.

Im Diagramm 3 von Abbildung 3.3. 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 (Tab. 3.1). Ein Wirkungsgrad über 80% ist kaum realisierbar, da die erforderliche Rezirkulation des Nitratstickstoffs sehr hoch wäre. Die berechneten Kurven gelten für ein $SA_{tot} = 14$ Tage. Wenn das totale Schlammalter von diesem Wert abweicht, sind die Wirkungsgradkurven mit einem bis zu dreiprozentigen Fehler behaftet.

Beispiel: Die Anlage im Beispiel von Abbildung 3.3 hat zunächst ein anoxisches Schlammalter von 5 Tagen. Bei einem $C_{CSB,tot,in}/C_{N,tot,in} = 238/29 = 8,2$ (Tab. 3.1) ist der totale Wirkungsgrad der Stickstoffelimination gemäss Diagramm 3 $\eta_{tot} = 0,77$. Wenn die Temperatur des Abwassers um ein 1°C abgesenkt wird und der Sicherheitsfaktor der Nitrifikation und das totale Belebtschlammvolumen gleich bleiben, vermindert sich SA_{ano}/SA_{tot} von 0,36 auf 0,28, und gemäss Diagramm 3 in Abbildung 3.3 reduziert sich der Wirkungsgrad der Stickstoffelimination um 10% auf $\eta_{tot} = 0,69$.

3.3.3 Modellrechnungen für den instationären Fall

3.3.3.1 Annahmen für die Modellrechnung

Die Ablaufkonzentration von Ammonium hängt ab von der Reinigungsleistung der ARA und von der Ammoniumfracht im Zulauf. Letztere hat normalerweise einen grossen Tagesgang. Um diesen zu erfassen wurde deshalb, als Ergänzung zur Ammoniummessung im Ablauf der ARA, mit zwei zusätzlich installierten Sonden noch die NH_4 -Konzentration und der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) im Zulauf zur Biologie gemessen. Zusammen mit den Temperaturmessungen erlaubten diese Daten das Verhalten der ARA mit einem auf ASM3 beruhenden mathematischen Stickstoffeliminationsmodell zu simulieren (Koch *et al.* 2000). In dieses Modell wurde noch die Temperatur als Variable eingebaut. Die Modellrechnungen wurden mit dem für die Simulation von Belebungsanlagen entwickelten Computerprogramm ASIM durchgeführt (Gujer und Larsen 1995). Da das Modell für kommunales schweizerisches Abwasser bereits kalibriert worden war (Koch *et al.* 2000, Koch *et al.* 2001a, Koch *et al.* 2001b), konnte der biologische Modellteil ohne Anpassungen verwendet werden, mit Ausnahme der maximalen Wachstumsgeschwindigkeit der Nitrifikanten, die hier mit Gleichung (3.7) modelliert wurde.

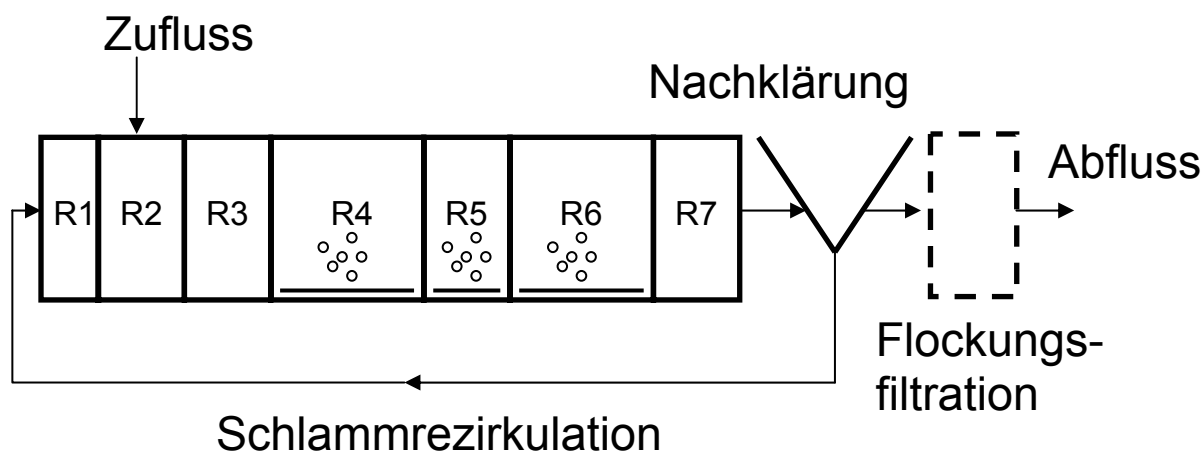


Abb. 3.4: Fließschema eines der 12 Belebungsbecken der ARA Zürich-Werdhölzli. Das Schema zeigt das Schlammbett R1 (230 m^3), die zwei anoxischen Beckenteile R2 und R3 (mit je 715 m^3), den aeroben Beckenteil, der durch die drei seriellen Reaktoren R4, R5 und R6 (1430 m^3 , 710 m^3 und 1430 m^3) modelliert wird, sowie die Einlaufzone R7 (700 m^3) und die Klarwasserzone (2500 m^3) der Nachklärung. Die Flockungsfiltration wurde nicht mitmodelliert.

Die Modellrechnungen wurden für eines der 12 Belebungsbecken der ARA Zürich-Werdhölzli durchgeführt. Abbildung 3.4 zeigt das Fließschema dieser Anlage, wie es in ASIM implementiert wurde. Die Nachklärung besteht aus der Einlaufzone, der Klarwasserzone und dem Schlammbett. Das Volumen der Klarwasserzone, das 5000 m^3 beträgt, musste im Modell als 2500 m^3 eingesetzt werden, wegen Kurzschlussströmungen, deren Auswirkungen in einer früheren

Arbeit festgestellt worden waren (Siegrist *et al.* 2000). Für die Schlammrezirkulation wurde in allen Simulationen das Eineinhalbfache des mittleren Zulaufs der ARA gewählt.

3.3.3.2 Ablaufkonzentration von Ammonium bei Trockenwetter

Simulationen wurden für verschiedene Trocken- und Regenwettertage durchgeführt. In Abbildung 3.5 wird ein Beispiel für einen typischen Trockenwettertag gezeigt, mit einer Spitze im Tagesgang der Zulaufkonzentration des Ammoniums von 32 mgN/L. Zeitverzögert, und nach dem Durchlauf durch die ARA auf 2 mgN/L reduziert, ist diese Spitze auch bei der Ablaufkonzentration zu sehen. Wie auch in Abschnitt 3.2.1 diskutiert, ist der Tagesgang der Ablauftemperatur sehr ausgeglichen.

Ohne weitere Kalibrierung zeigen die Simulationen eine gute Übereinstimmung mit den Messdaten (Abb. 3.5). Diese gute Übereinstimmung bedeutet, dass das verwendete, kalibrierte Stickstoffeliminationsmodell ASM3 effektiv dazu verwendet werden kann, die Auswirkung einer abgesenkten Abwassertemperatur auf die Nitrifikationsleistung der ARA und auf die Ablaufkonzentration des Ammoniums zu untersuchen und vorherzusagen.

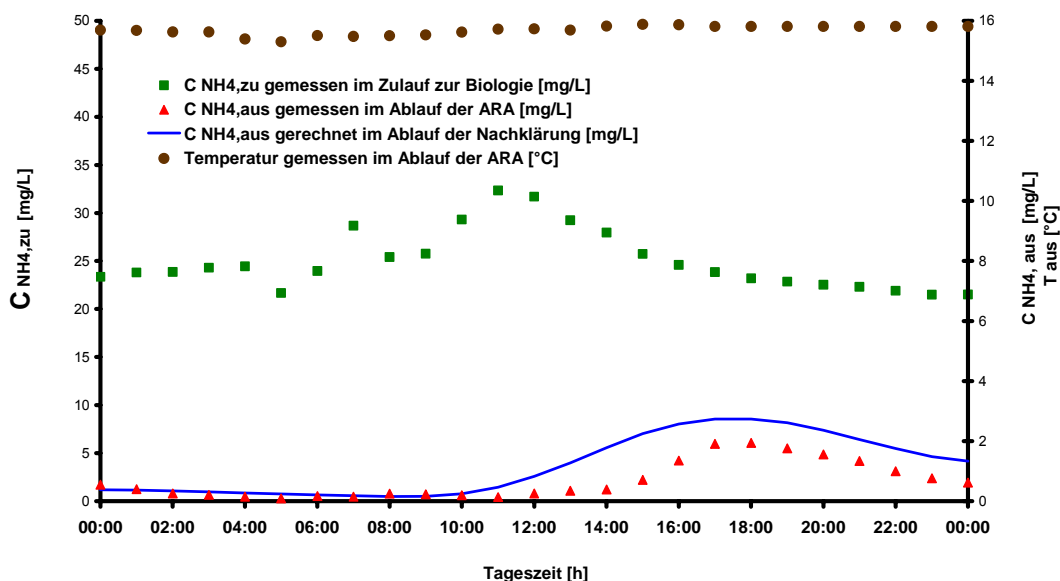


Abb. 3.5: Gemessene Ablauftemperatur, NH_4 -Konzentration im Zulauf und Ablauf, sowie simulierte NH_4 -Konzentration im Ablauf der Nachklärung der ARA Werdhölzli in Zürich für den Trockenwettertag vom 20. März 2003

3.3.3.3 Ablaufkonzentration von Ammonium bei Regenwetter

Abbildung 3.6 zeigt das Beispiel einer Simulation für einen Regenwettertag. Wegen der Verdünnung des Abwassers durch das Regenwasser hat die Ammoniumkonzentration im Zulauf um den Mittag ein Minimum von 11 mgN/L. Im Weiteren sinkt die Abwassertemperatur im Lauf des Tages von anfänglich 16 °C auf 13 °C ab.

Die gemessene Ablaufkonzentration von Ammonium hat ein Maximum von 1,3 mgN/L. Der simulierte Tagesgang gibt den Verlauf dieser Messgrösse gut wieder, aber die berechneten Werte sind für die zweite Tageshälfte durchwegs etwas zu gross. Diese Erscheinung war schon bei der Trockenwettersimulation zu beobachten gewesen. Sie ist zum Teil darauf zurückzuführen, dass die Ammoniumkonzentration im Modell vor der Flockungsfiltration berechnet wird, die Messstelle aber dahinter liegt, und die NH_4 -Konzentration durch die Flockungsfiltration nochmals um maximal 1 mgN/L reduziert werden kann (Koch *et al.* 1996, Koch und Siegrist 1997). Für den Regenwettertag ist diese Erklärung aber nicht ganz hinreichend. Die aus Abbildung 3.6 ersichtliche Temperaturabsenkung, die gemäss Gleichung (3.7) in der Modellrechnung zu einer kleineren Nitrifikationsleistung führt, kann die Differenz zwischen gemessener und berechneter NH_4 -Ablaufkonzentration jedoch auch erklären. Offenbar ist es aber so, dass die nitrifizierenden Bakterien auf diese Temperaturabsenkung, die nur ein paar Stunden gedauert hat, nicht reagierten. Die Wirkung von kurzzeitigen Temperatureinbrüchen auf die Nitrifikationsleistung wird vom Modell also überschätzt.

Simulationen einzelner Tagesgänge haben nur eine beschränkte Aussagekraft, denn sie sagen nur etwas aus über die jeweils betrachtete Situation. Deshalb wurde nach einer etwas allgemeineren Darstellung der Ergebnisse der Modellrechnungen gesucht.

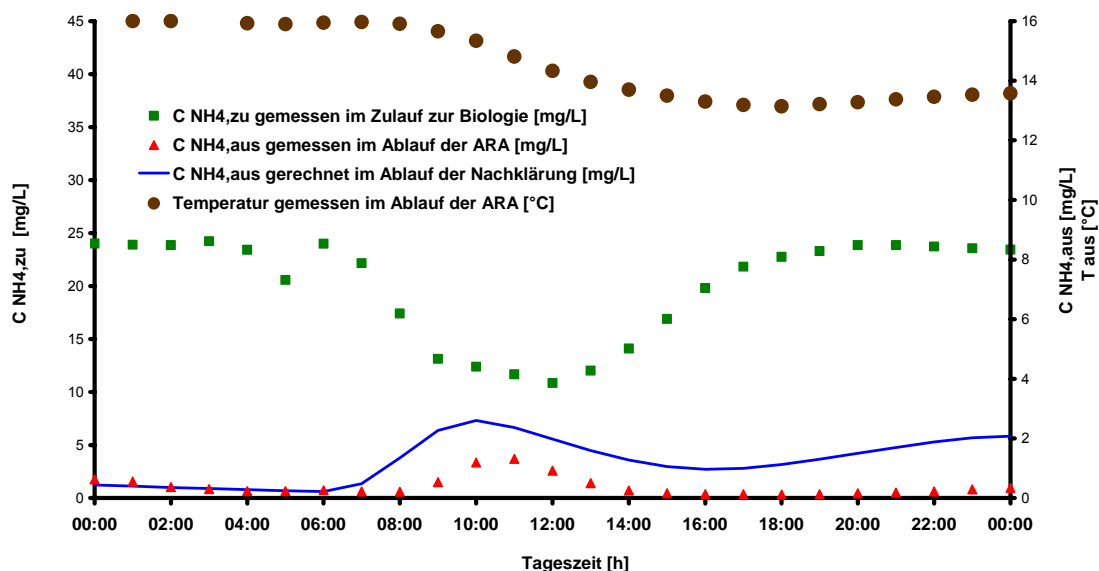


Abb. 3.6: Gemessene Ablauftemperatur, NH_4 -Konzentration im Zulauf und Ablauf, sowie simulierte NH_4 -Konzentration im Ablauf der Nachklärung der ARA Werdhölzli in Zürich für den Regenwettertag vom 2. April 2003

3.3.4 Abwassertemperatur und Ablaufkonzentration von Ammonium

3.3.4.1 Temperatur und Ammonium im Ablauf der ARA Werdhölzli

Das verifizierte Modell wurde nun verwendet um den Effekt einer permanenten Absenkung der Abwassertemperatur auf die Ablaufkonzentration von Ammonium für die ARA Zürich-Werdhölzli vorherzusagen. Zuerst wurden Simulationen für den 50%-Lasttag durchgeführt. Der Zulauf der ARA wurde durch einen typischen gemessenen Tagesgang modelliert und mit Mittelwerten von 15000 m³/d für den Zufluss in ein Belebungsbecken und von 24,2 mgN/L und 253 mgCSB/L für die Ablaufkonzentrationen in der Vorklärung von Ammonium und totalem CSB (Wanner *et al.* 2004b). Die Mittelwerte für Zufluss, Ammonium und CSB wurden aus 140 24-Stunden Sammelproben berechnet, die in den Jahren 2002 und 2003 im Ablauf der Vorklärung genommen worden waren. Die verschiedenen CSB-Anteile, die ins Modell ASM3 eingehen, wurden basierend auf einer Arbeit von Koch *et al.* (2000) aus dem totalen CSB bestimmt. In Abbildung 3.7 ist die aus den Sammelproben berechnete Summenhäufigkeitskurve der Ammoniumtagesfracht dargestellt. Der 50%-Wert für ein Belebungsbecken ist 363 kgN/d und der 85%-Wert ist 410 kgN/d. Dies bedeutet, dass die Ammoniumfracht im Zulauf der ARA für den 85%-Lasttag um 13% erhöht ist gegenüber dem 50%-Lasttag.

Auch für den 85%-Lasttag wurden Simulationen durchgeführt mit dem bereits für den 50%-Lasttag verwendeten Tagesgang, aber mit höheren Mittelwerten von 16000 m³/d für den Zufluss in ein Belebungsbecken und von 25,7 mgN/L für die Ablaufkonzentrationen in der Vorklärung von Ammonium. Diese Werte wurden aus Abbildung 3.7 herausgelesen unter der Annahme, dass die Erhöhung der Ammoniumfracht von 13% gleichmässig auf den Zufluss und die Ammoniumkonzentration verteilt wurde. Auf dieselbe Weise wurde auch der Wert von 269 mgCSB/L für die erhöhte Ablaufkonzentrationen von totalem CSB in der Vorklärung ermittelt.

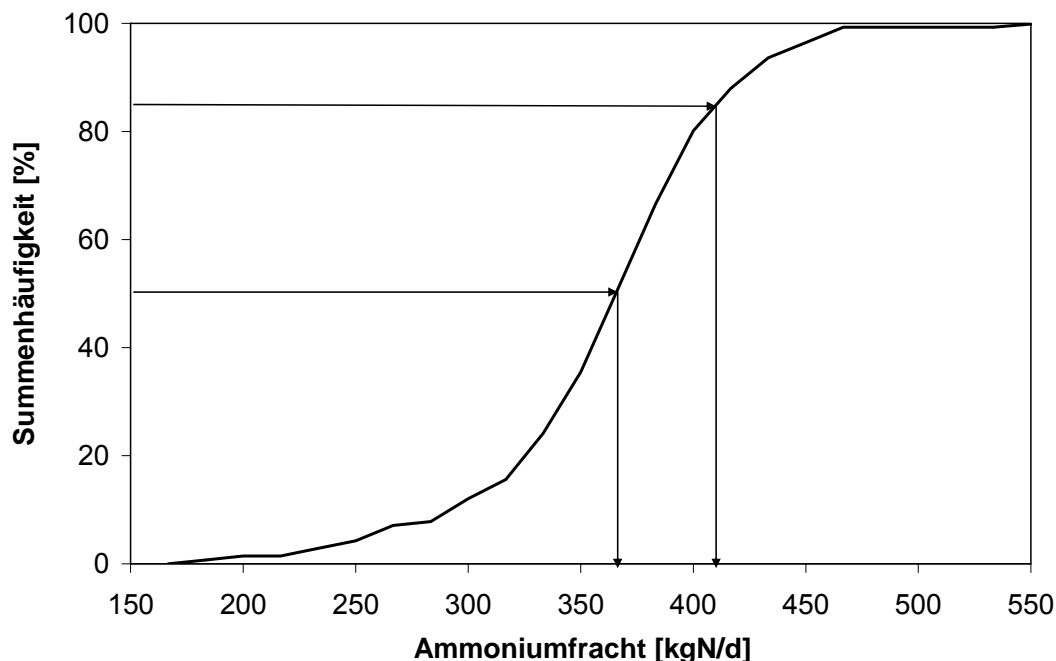


Abb. 3.7: Summenhäufigkeitsverteilung der Tagesfrachten von Ammonium im Zulauf eines Belebungsbeckens der ARA Zürich-Werdhölzli, berechnet mit 140 24-Stunden-Sammelproben, die 2002 und 2003 im Ablauf der Vorklärung erhoben wurden

In Abbildung 3.8 ist das gewichtete Mittel der Ammoniumkonzentration im Ablauf der Nachklärung der ARA Zürich-Werdhölzli für verschiedene Abwassertemperaturen aufgetragen, das vom Modell ASM3 für den 50%- (durchgezogene Linie) und den 85%- (gestrichelte Linie) Lasttag vorhergesagt wird. In der Abbildung sind auch die Werte des Sicherheitsfaktors eingetragen (Dreiecke), der für ein gegebenes aerobes Schlammalter über die Gleichungen (3.6) und (3.7) direkt mit der Temperatur verknüpft ist. Für die ARA Zürich-Werdhölzli beträgt das aerobe Schlammalter ca. 8 Tage.

Wie Abbildung 3.8. zeigt, steigt die Ablaufkonzentration von Ammonium mit sinkenden 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 NH_4 -Ablaufkonzentrationen von 2 und 3 mgN/L für den 50% und den 85%-Lasttag voraus. Gemäss der schweizerischen Gewässerschutzverordnung (1998) beträgt der Grenzwert der Ablaufkonzentration von Ammonium 2 mgN/L für nitrifizierende ARAs und Ablauftemperaturen über 10 °C. Dieser Grenzwert darf nur an 10 bis 20 Prozent

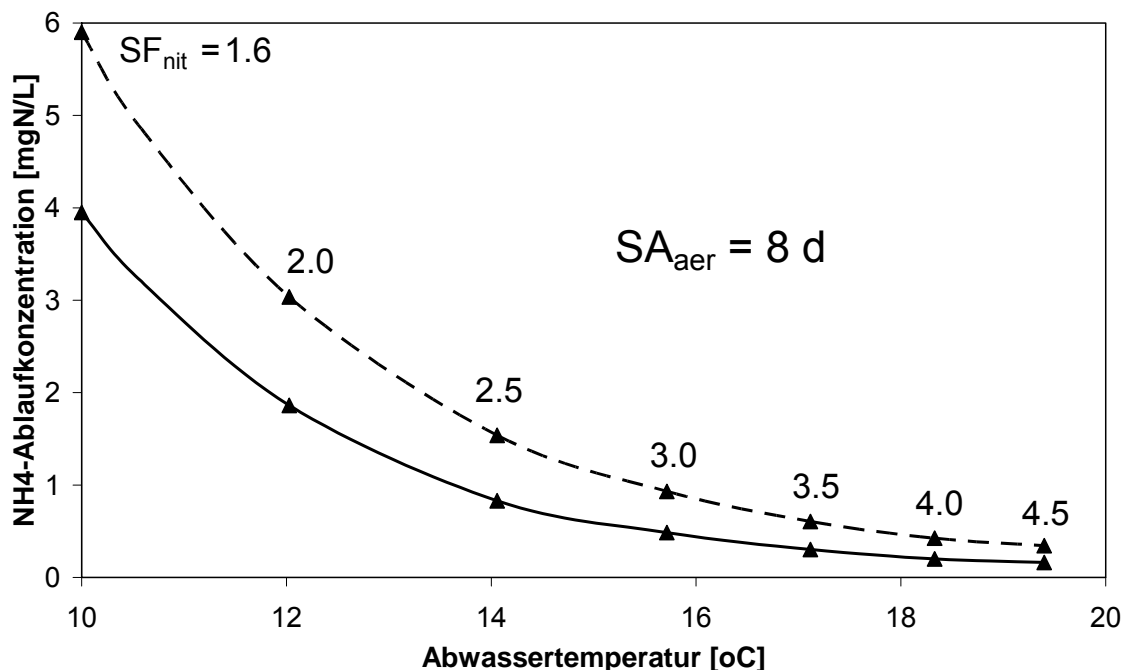


Abb. 3.8: Gewichtetes Mittel der Ammoniumkonzentration im Ablauf der Nachklärung der ARA Zürich-Werdhölzli, berechnet für den 50%- (durchgezogene Linie) und den 85%- (gestrichelte Linie) Lasttag in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur und zugehörigem Sicherheitsfaktor (Dreiecke)

der Tage überschritten werden, abhängig von der Anzahl Sammelproben, die im Jahresverlauf erhoben werden. Aus Abbildung 3.8 geht hervor, dass die Ablaufkonzentration bei 10 °C über 2 mgN/L ist für den 85%-Lasttag, was 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 Ammoniumfrachten und tiefe Temperaturen zusammen auftreten. Dies bedeutet, dass es aufgrund der in Abbildung 3.8 dargestellten Zusammenhänge allein noch nicht möglich ist, die Auswirkungen einer Wärmeentnahme aus dem Abwasser in der Kanalisation auf die NH₄-Ablaufkonzentration zu quantifizieren. Diese Auswirkungen werden auch durch das spezifische Temperatur- und Belüftungsregime in einer ARA, die Abwasserzusammensetzung, potentielle wachstumshemmende Stoffe oder Inhibitoren im Abwasser beeinflusst. Das hat zur Folge, dass für eine zuverlässige quantitative Aussage über die Auswirkungen einer Wärmeentnahme auf eine bestimmte ARA auch Messdaten aus dieser ARA einbezogen werden müssen. Im nächsten Abschnitt wird gezeigt, wie bei einer solchen Quantifizierung vorgegangen werden kann.

3.3.4.2 Beurteilung der Nitrifikationsreserve einer existierenden ARA

Abbildung 3.9 zeigt Summenhäufigkeitsverteilungen der Ammoniumkonzentration im Ablauf der ARA Zürich-Werdhölzli. Die durchgezogene Kurve basiert auf 134 24-Stunden-Sammelproben, die in den

Jahren 2002 und 2003 erhoben worden waren. Für diese Anzahl Proben verlangt die Gewässerschutzverordnung, dass der Grenzwert von 2 mgN/L der NH_4 -Ablaufkonzentration von 90% der Proben eingehalten wird. Für die durchgezogene Kurve wird aus der Häufigkeitsverteilung ein 90%-Wert von 0,9 mgN/L herausgelesen. Dieser Wert liegt also eindeutig unterhalb des verlangten Grenzwerts.

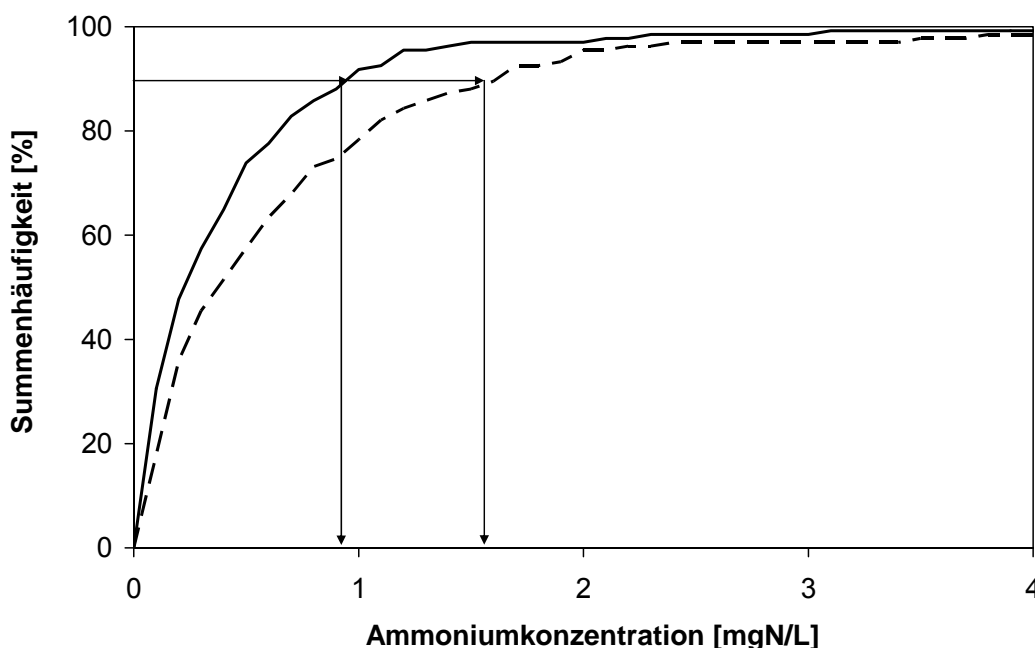


Abb. 3.9: Summenhäufigkeitsverteilung der Ammoniumkonzentration im Ablauf der ARA Zürich-Werdhölzli, berechnet mit 134 24-Stunden-Sammelproben, die 2002 und 2003 im Ablauf der Nachklärung erhoben wurden (durchgezogene Linie). Die gestrichelte Linie zeigt wie sich die Verteilung gemäss Modellvorhersage verschiebt, nach einer permanent um 1,5 °C reduzierten Temperatur des Abwassers infolge Wärmeentnahme in der Kanalisation

Die gestrichelte Kurve in Abbildung 3.9 sagt aus, wie sich die Verteilung gemäss Modellvorhersage nach einer permanent um 1,5 °C reduzierten Temperatur des Abwassers infolge Wärmeentnahme in der Kanalisation verschiebt. Die neue, verschobene Häufigkeitsverteilung wurde mit der Gleichung

$$C_{\text{NH}_4}(T) = C_{\text{NH}_4}(10)e^{k(10-T)} \quad (3.9)$$

erzeugt, die sich als geeigneter Ansatz erwies um die 85%-Kurve in Abbildung 3.8 nachzubilden. Eine Parameteridentifikation ergab für die Gleichung optimale Werte für $C_{\text{NH}_4}(10)$ von 5.96 mgN L⁻¹ und für k von 0.33 °C⁻¹. Aus Gleichung (3.9) liess sich ein Korrekturfaktor f ableiten,

$$f = \frac{C_{NH_4}(T - \Delta T)}{C_{NH_4}(T)} = \frac{C_{NH_4}(10)e^{k(10-T+\Delta T)}}{C_{NH_4}(10)e^{k(10-T)}} = e^{k\Delta T} \quad (3.10)$$

der interpretiert werden kann als relativer Anstieg der Ablaufkonzentration von Ammonium für eine um ΔT reduzierte Abwassertemperatur. Mit dem Korrekturfaktor und den originalen Probenwerten können nun neue NH_4 -Ablaufkonzentrationen berechnet werden:

$$C_{NH_4,neu} = e^{k\Delta T} C_{NH_4,ori} \quad (3.11)$$

Durch Anwendung von Gleichung (3.11) auf alle 134 24-Stunden-Sammelproben ergab sich die neue, verschobene Häufigkeitsverteilung, die in Abbildung 3.9 durch die gestrichelte Kurve gekennzeichnet ist. Aus dieser neuen Summenhäufigkeitsverteilung kann die Auswirkung einer Temperaturabsenkung um $\Delta T = 1,5^\circ C$ auf die Ammoniumkonzentration im Ablauf der ARA Werdhölzli herausgelesen werden. Die neue Häufigkeitsverteilung sagt nun einen 90-Wert von 1,6 mgN/L voraus, einen Wert also, der noch immer unter dem Grenzwert der Gewässerschutzverordnung liegt. Dieser Wert dürfte aber eher zu hoch sein, denn wie in Abschnitt 3.3.3.3 erwähnt wurde, ist in der Modellrechnung die Nitrifikation in der Flockungsfiltration nicht berücksichtigt worden.

Das Vorgehen, das hier auf die ARA Werdhölzli angewendet worden ist, kann als eine allgemeine Prozedur formuliert werden, mit der die Nitrifikationsreserve einer in Betrieb befindlichen ARA und die Auswirkung einer Absenkung der Abwassertemperatur auf die NH_4 -Ablaufkonzentration bestimmt werden kann, wie folgt:

- (1) Basierend auf gemessenen Tagesgängen von Zufluss, Temperatur, Zulauf- und Ablaufkonzentration für Ammonium wird mit einem Simulationsprogramm, wie z.B. ASIM (Gujer und Larsen 1995), ein Belebtschlammmodell, wie z.B. ASM3 (Gujer *et al.* 1999) für die betrachtete Anlage kalibriert.
- (2) Mit im ARA-Zulauf gemessenen NH_4 -Tagesfrachten wird eine Summenhäufigkeitskurve berechnet, aus der die 50%- und 85%-Werte der Ammoniumfracht bestimmt werden können (Abb. 3.7).
- (3) Diese 50%- und 85%-Frachtwerte und ein typischer Tagesgang der NH_4 -Zulaufkonzentration werden als Input für das kalibrierte Modell verwendet um für verschiedene Abwassertemperaturen mittlere Ablaufkonzentrationen von Ammonium zu berechnen (Abb. 3.8).
- (4) Mit einem Ansatz, wie z.B. Gleichung (3.9), wird die so berechnete Ablaufkonzentration von Ammonium gefittet.
- (5) Mit gemessenen 24-Stunden-Sammelproben der Ammoniumkonzentration im Ablauf der ARA wird eine Summenhäufigkeitsverteilung berechnet (Abb. 3.9).
- (6) Es wird geprüft, ob die betrachtete ARA eine Nitrifikationsreserve aufweist, d.h. ob gegebene Grenzwerte für die NH_4 -Ablaufkonzentration eingehalten werden.

- (7) Wenn dem so ist, wird die Absenkung ΔT der ARA-Zulauftemperatur berechnet, z.B. mit Gleichung (2.1), die aufgrund der geplanten Wärmeentnahme aus dem Abwasser in der Kanalisation zu erwarten ist.
- (8) Mit den vorhandenen 24-Stunden-Sammelproben der Ammoniumkonzentration im Ablauf der ARA und den Gleichungen (3.9) bis (3.11) wird eine neue Summenhäufigkeitskurve für die um ΔT reduzierte Abwassertemperatur berechnet (Abb. 3.9).
- (9) Wenn die Ablaufkonzentration von Ammonium für die neue Summenhäufigkeitskurve gegebene Grenzwerte verletzt, muss ΔT verkleinert werden und die Schritte (7) bis (9) müssen wiederholt werden.
- (10) Wenn durch die Ablaufkonzentration von Ammonium für die neue Summenhäufigkeitskurve die gegebenen Grenzwerte eingehalten werden, lässt sich nach Umformung von Gleichung (2.1) die Wärmemenge pro Zeiteinheit berechnen, die dem Abwasser in der Kanalisation theoretisch entnommen werden darf.

3.4 SYMBOLVERZEICHNIS ARA

| Symbol | Einheit | Grösse |
|--------------------|-----------------------------------|--|
| C_{CSB} | mgO ₂ /L | Chemischer Sauerstoffbedarf |
| C_{NH4} | mgN/L | Ammoniumkonzentration |
| f | - | Korrekturfaktor |
| k | 1/°C | Temperaturkoeffizient |
| $L_{NH4,mit}$ | kgN/d | Mittlere Ammonium-Tagesfracht |
| $L_{NH4,max,80\%}$ | kgN/d | Maximale Ammonium-Fracht an einem 80% Lasttag |
| Q_{mit} | m ³ /d | mittlerer Zufluss |
| SA | d | Schlammalter |
| SA_{aer} | d | Aerobes Schlammalter |
| SA_{ano} | d | Anoxisches Schlammalter |
| SA_{tot} | d | Totales Schlammalter |
| SF_{Nit} | - | Sicherheitsfaktor der Nitrifikation |
| T | °C | Temperatur |
| $\dot{U}S$ | kg _{TSS} /d | Überschussschlammfracht |
| V_{tot} | m ³ | Gesamtes Belebungsbeckenvolumen |
| X_{BB} | kg _{TSS} /m ³ | Belebtschlammkonzentration im Belebungsbecken |
| X_{NKB} | kg _{TSS} /m ³ | Belebtschlammkonzentration im Nachklärbecken |
| μ_{max} | 1/d | Maximale Mikroorganismenwachstumsgeschwindigkeit |
| μ_{mit} | 1/d | Mittlere Mikroorganismenwachstumsgeschwindigkeit |
| η_{tot} | - | Totaler Wirkungsgrad der Stickstoffelimination |

3.5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Tiefere Abwassertemperaturen im Zulauf einer ARA führen zu einer kleineren Nitrifikationsleistung und zu höheren Ablaufkonzentrationen von Ammonium. Abgesenkte Abwassertemperaturen im ARA-Zulauf werden während länger dauernden Regenperioden beobachtet oder sie treten als Folge einer

Wärmeentnahme in der Kanalisation auf. Zulauftemperaturen, die nur für ein paar Stunden abgesenkt sind, beeinträchtigen die Nitrifikationsleistung kaum, da sie durch die grossen hydraulischen Aufenthaltszeiten von Belebungsanlagen ausgeglichen werden. In der ARA Zürich-Werdhölzli ist festgestellt worden, dass die produzierte Bioenergie, warmes Faulwasser und die Belüftung mit warmer Luft zu einer Erhöhung der Ablauftemperatur gegenüber der Zulauftemperatur von 0,5 °C bis 1,0 °C führt.

Die Analyse der Auswirkungen tieferer Abwassertemperaturen für stationäre Bedingungen hat ergeben, dass eine permanente Absenkung der Temperatur um 1 °C eine Reduktion der Sicherheit gegen den Verlust der Nitrifikanten (Auswaschen) und der maximalen Wachstumsgeschwindigkeit um 10% zur Folge hat. 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.

Durch Simulationen mit einem kalibrierten dynamischen Modell und gemessenen Tagesgängen konnte eine quantitative Beziehung zwischen der Abwassertemperatur in der ARA und der Ablaufkonzentration von Ammonium hergestellt werden. In Kombination mit gemessenen Ablaufkonzentrationen kann diese Beziehung dazu verwendet werden, die Auswirkungen einer Wärmeentnahme auf die Nitrifikation in einer bestehenden ARA in einer mehrstufigen Prozedur abzuschätzen. Diese Prozedur setzt voraus, dass ein Modell auf die interessierende ARA kalibriert wird und dass 24-Stunden-Sammelproben der NH_4 -Ablaufkonzentration zur Verfügung stehen. Mit diesen Proben wird dann eine Summenhäufigkeitskurve berechnet, die zeigt, ob die ARA eine Nitrifikationsreserve aufweist und ob bei der Ablaufkonzentration von Ammonium verlangte Grenzwerte eingehalten werden. Dann wird aufgrund der oben erwähnten Beziehung zwischen Abwassertemperatur und NH_4 -Ablaufkonzentration eine neue Summenhäufigkeitskurve berechnet für die infolge der Wärmeentnahme abgesenkte Abwassertemperatur. Wenn mit der neuen Häufigkeitsverteilung die Grenzwerte für Ammonium noch immer eingehalten werden, kann abgeschätzt werden, wie viel Wärme pro Zeiteinheit dem Abwasser in der Kanalisation theoretisch entnommen werden kann.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die permanente Absenkung der Abwassertemperatur infolge einer Wärmeentnahme in der Kanalisation Auswirkungen auf die Nitrifikation in einer ARA hat, die zu berücksichtigen sind, dass aber Abwassertemperaturen, die nur während einigen Stunden abgesenkt sind, normalerweise keinen Einfluss haben auf die Nitrifikation.

4

Verschmutzung des Wärmetauschers

4.1 LEISTUNG UND VERSCHMUTZUNG DES WÄRMETAUSCHERS

In der Praxis ist beobachtet worden, dass die Leistung eines in die Kanalisation eingebauten Wärmetauschers gewissen Schwankungen unterworfen ist. Diese Schwankungen liessen sich auf Verschmutzungen des Wärmetauschers zurückführen. Solche Verschmutzungen können anorganische Ablagerungen sein, bestehen indessen in den meisten Fällen hauptsächlich aus Schichten von Mikroorganismen, sog. Biofilmen, die im nährstoffreichen ungereinigten Abwasser sehr rasch wachsen. Innert wenigen Tagen können diese Schichten eine Dicke von mehreren Millimetern erreichen. Sie bilden dann einen markanten Widerstand für den Wärmeübergang und können die Leistung der Wärmetauscher um bis zu 60% reduzieren. Wird die Wärmetauscheroberfläche durch die üblicherweise periodisch durchgeführte Kanalreinigung wieder frei gemacht, steigt die Wärmetauscherleistung wieder auf die ursprünglichen Werte an.

Im Rahmen des Forschungsprojekts ging es nun darum, die wichtigsten Einflussfaktoren der Verschmutzung zu identifizieren und verschiedene Massnahmen zur Reduktion oder Verzögerung der Verschmutzung zu überprüfen. Diese Untersuchungen wurden an einem eigens dafür entwickelten Prüfstand im Labormassstab durchgeführt.

4.2 PRÜFSTAND ZUR UNTERSUCHUNG DER WÄRMETAUSCHERVERSCHMUTZUNG

4.2.1 Entwicklung des Prüfstands

In der neuen Versuchshalle der EAWAG wurde ein Prüfstand geplant und aufgebaut, mit dem die Verschmutzung und die daraus resultierende Leistungseinbuße des Wärmetauschers untersucht werden konnte. Für die Auslegung des Prüfstands wurde ein Excel-Arbeitsblatt (Tab 4.1) entwickelt, in das alle vorgegebenen und frei wählbaren konstruktiven Eingabegrößen

Tab. 4.1: Bestimmung optimaler Werte für die Prüfstandparameter

| AUSLEGUNG DES WÄRMEUEBERTRAGERS | | | | 18.6.02/Wa |
|--|-------|---------------------|----------|-----------------------------|
| KONSTANTEN | | | | |
| Spezifische Wärmekapazität von Wasser | cW | Ws/kg/K | 4190 | |
| Dichte von Wasser | rhoW | kg/m ³ | 1000 | |
| Kinematische Zähigkeit von Wasser bei 10°C | nueW | m ² /s | 1.3E-06 | |
| EINGABEGRÖSSEN | | | | |
| Abwasser: | | | | |
| Volumenstrom des Abwassers | VstA | m ³ /s | 5.56E-04 | 2.0 m ³ /h |
| Temperatur des Abwassers | TA | K | 288.0 | 15.0 °C |
| Mittlere Geschwindigkeit des Abwassers | vA | m/s | 1 | |
| Rinne: | | | | |
| Breite der Rinne | BR | m | 0.1 | |
| Länge der Rinne | LR | m | 2 | |
| Strickler-Reibungskoeffizient | KSt | m ^{1/3} /s | 110 | |
| Wärmetauscher: | | | | |
| Länge des Wärmetauschers | LW | m | 1 | |
| Höhe des Wärmetauschers innen | HW | m | 0.01 | |
| Wärmetauscherfläche | AW | m ² | 0.1 | |
| Blechdicke des Wärmetauschers | dW | m | 0.003 | |
| Volumenstrom im Wärmetauscher | VstW | m ³ /s | 1.00E-05 | 0.60 L/min |
| Mittlere Geschwindigkeit des Wassers im WT | vW | m/s | 1.00E-01 | 1.00E-04 A(m ²) |
| Eingangstemperatur des Wärmetauschers | TWein | K | 283.0 | 10.0 °C |
| Wärmeübergangskoeffizient Abwasserseite | alfA | W/m ² /K | 2450 | |
| Wärmeleitfähigkeit von Stahl 4571 | lam | W/m/K | 13.5 | |
| Wärmeübergangskoeffizient Wasserseite | alfW | W/m ² /K | 1014 | |
| Foulingfaktor | f | W/m ² /K | 0 | |
| BERECHNETE GRÖSSEN | | | | |
| Wärmedurchgangskoeffizient | k | W/m ² /K | 619 | |
| Konstante | c | - | 0.7 | |
| Ausgangstemperatur des Wärmetauschers | TWaus | K | 287.2 | 14.2 °C |
| Wärmetauscherleistung | QstW | W | 178 | |
| Wärmetauscher-Reynoldszahl (vW*HW/nueW) | ReW | - | 769 | |
| Temperaturveränderung in der Rinne | delTA | K | 0.08 | |
| Wasserspiegelhöhe in der Rinne | hA | m | 0.006 | |
| Gefälle der Rinne | So | - | 0.0966 | |
| Erhöhung des Rinnenanfangs | hR | m | 0.193 | |

eingetragen werden konnten und mit dem dann die wichtigsten Betriebs- und Messgrößen berechnet wurden. Das Ziel war, Werte für die wählbaren konstruktiven Eingabegrößen zu finden, aus denen möglichst optimale Betriebs- und Messbedingungen resultieren würden.



Abb. 4.1: Prüfstand für die Untersuchung des Einflusses der Biofilmbildung auf die Leistung des Wärmetauschers

4.2.2 Inbetriebnahme des Prüfstands

Abbildung 4.1 zeigt den Prüfstand, mit dem der Einfluss der Biofilmbildung auf die Leistung des Wärmetauschers untersucht wird. In den Boden der Plexiglasrinne (im Hintergrund) ist ein von der Firma KASAG, 3550 Langnau, zur Verfügung gestellter Wärmetauscher (1,0 x 0,1 m) eingelassen. Die Rinne (hier noch ohne Isolation) wird von links her mit vorgeklärtem kommunalem Abwasser beschickt, das rechts über den schwarzen Zylinder wieder in die Kanalisation zurückfließt. Der Volumenstrom des Abwassers und das Gefälle der Rinne können verstellt werden. In einem geschlossenen Kreislauf fließt Ionentauscherwasser von rechts nach links durch den Wärmetauscher, von dort durch ein Kühlaggregat (rechts im Bild), und dann wieder zum Wärmetauscher zurück. Mit dem Kühlaggregat wird ein Verbraucher simuliert und die Eingangstemperatur des Wärmetauschers gesteuert. Der Volumenstrom im

Kühlkreislauf kann variiert werden und wird mit einem Rotameter gemessen. Die Abwassertemperatur im Zufluss der Rinne und die Temperaturen im Zufluss und im Abfluss des Wärmetauschers werden gemessen (PT 100) und online registriert. Daneben werden auch die Umgebungstemperatur und die Temperatur im Bad des Kühlaggregats gemessen.

Für die Inbetriebnahme des Prüfstands wurde eine Reihe von Vorversuchen durchgeführt zur Kalibrierung der Messeinrichtung und zur Bestimmung mathematischer Beziehungen zwischen wichtigen Versuchsparametern. Der Einfachheit halber wird bei der Beschreibung der Vorversuche stets der Begriff „Abwasser“ verwendet, obwohl stets mit deionisiertem Wasser gearbeitet wurde.

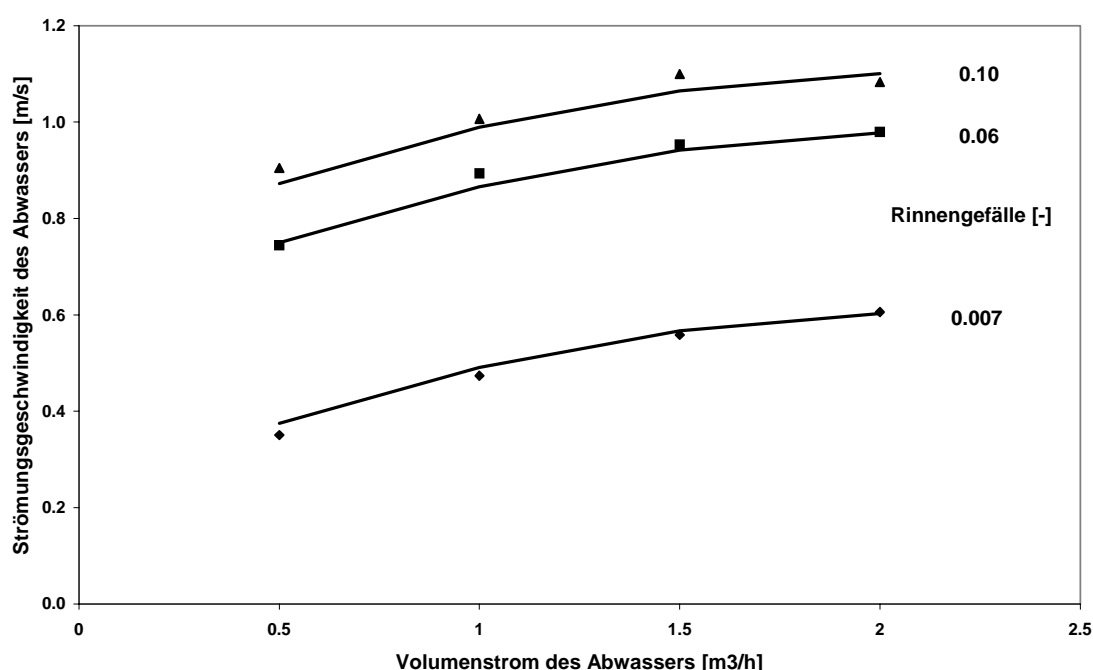


Abb. 4.2: Messwerte der Strömungsgeschwindigkeit des Abwassers und empirisch gefundene mathematische Fitfunktion, welche die Strömungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit vom Abwasservolumenstrom und Gefälle der Rinne beschreibt

Zuerst wurden die Temperaturfühler, das Rotameter und die Abwasserpumpe, deren Förderleistung über das Leitsystem der ARA eingestellt werden kann, kalibriert. Die Strömungsgeschwindigkeit im Wärmetauscher in Funktion des Volumenstroms im Kühlkreislauf wurde mit Temperatursprungversuchen näherungsweise bestimmt. Die Strömungsgeschwindigkeit in der Rinne wurde mit Tracerversuchen für verschiedene Abwasservolumenströme und Gefälle gemessen. Auf diese Messwerte wurde eine mathematische Funktion mit den Parametern „Volumenstrom des Abwassers“ und „Rinnengefälle“ gefittet. Abbildung 4.2 zeigt die Messwerte und die Kurven der Fitfunktion. Diese Fitfunktion wird hier bewusst nicht angegeben, da sie nicht auf andere Anlagen

übertragbar ist, weil es sich um eine empirisch gefundene mathematische Funktion handelt.

Mit der gleichen Vorgehensweise wurden empirische mathematische Funktionen für die „Verlustleistung“ und die Wärmeübergangskoeffizienten bestimmt: Mit „Verlustleistung“ wird die Leistung des auf allen Seiten mit Styroporplatten isolierten Prüfstands bezeichnet. Für ihre Bestimmung wurde also der Abwasserstrom abgestellt, der Wärmetauscher ebenfalls mit einer Styroporplatte abgedeckt, und dann die Erwärmung des Kühlwassers im Wärmetauscher gemessen. Die „Verlustleistung“ gibt demnach an, wie viel Wärme durch die Isolation hindurch einfließt. Sie konnte durch eine mathematische Funktion mit den Parametern „Umgebungstemperatur“ und „Mittlere Temperatur im Wärmetauscher“ beschrieben werden. Zur Bestimmung der Wärmeübergangskoeffizienten auf der Abwasser- und der Kühlwasserseite des Wärmetauschers wurde eine Reihe von 30 Experimenten durchgeführt, bei denen die Strömungsgeschwindigkeiten variiert wurden. Für alle Experimente wurden die Wärmedurchgangskoeffizienten k berechnet aus

$$k = \frac{\dot{Q}_{WT}}{A_W \Delta T_{AW}} \quad (4.1)$$

wo \dot{Q}_{WT} die Leistung und A_W die Fläche des Wärmetauschers, und ΔT_{AW} die mittlere Temperaturdifferenz von Abwasser und Kühlwasser ist (Winter 1964). Die Wärmetauscherleistung wird berechnet als

$$\dot{Q}_{WT} = \dot{Q}_W - \dot{Q}_V \quad (4.2)$$

wo \dot{Q}_V die „Verlustleistung“ und \dot{Q}_W die vom Kühlwasser im Wärmetauscher pro Zeiteinheit aufgenommene Wärmemenge ist, die berechnet wird als

$$\dot{Q}_W = c_W \rho_W \dot{V}_W (T_{W,aus} - T_{W,ein}) \quad (4.3)$$

wo c_W die spezifische Wärmekapazität, ρ_W die Dichte und \dot{V}_W der Volumenstrom des Wassers im Kühlkreislauf ist, und $T_{W,aus}$ und $T_{W,ein}$ die Temperaturen im Ab- resp. Zufluss des Wärmetauschers sind. Für die Wärmeübergangskoeffizienten auf der Abwasser- und der Kühlkreislaufseite, α_A resp. α_W , wurden die Ansätze gemacht

$$\alpha_A = c_1 + c_2 \cdot v_A^{c_3} \quad (4.4)$$

$$\alpha_W = c_4 + c_5 \cdot v_W^{c_6} \quad (4.5)$$

wo v_A und v_W die Strömungsgeschwindigkeiten des Abwassers resp. des Wassers im Kühlkreislauf, und c_1 bis c_6 unbekannte Koeffizienten sind. Diese Koeffizienten wurden wie folgt bestimmt: Für jeden der 30 vorhandenen Datensätze, bestehend aus je einem Zahlenwert für k , v_A und v_W , wurde unter Verwendung der Gleichungen (4.4) und (4.5) eine Gleichung

$$1/k = 1/\alpha_A + d/\lambda + 1/\alpha_W \quad (4.6)$$

aufgestellt, die den Wärmedurchgang durch eine ebene Wand zwischen zwei strömenden Medien beschreibt, und wo d und λ die Dicke resp. die

Wärmeleitfähigkeit des Wärmetauscherblechs sind (Winter 1964). Auf diese Weise resultierten 30 Gleichungen mit den 6 Unbekannten c_1 bis c_6 , die mittels Ausgleichsrechnung bestimmt werden konnten.

4.2.3 Zusammenhang zwischen Verschmutzung und Leistung

Nach Abschluss der Vorversuche wurde damit begonnen die Rinne mit vorgeklärtem Abwasser zu beschicken. Innert weniger Tage bildete sich auf dem Wärmetauscher ein von blossen Auge erkennbarer Biofilm aus. Der Einfluss des Biofilms auf die Wärmetauscherleistung wird durch den sog. Foulingfactor f quantifiziert, dessen reziproker Wert als Widerstand für den Wärmedurchgang interpretiert werden kann und der berechnet wird als

$$1/f = 1/k - 1/k_o - 1/\alpha_A + 1/\alpha_{Ao} - 1/\alpha_W + 1/\alpha_{Wo} \quad (4.7)$$

wo die Parameter mit Index o die Werte für den unverschmutzten Wärmetauscher bezeichnen. Abbildung 4.3 zeigt wie die Leistung des Wärmetauschers in Abhängigkeit vom Reziprokwert des Foulingfactors abnahm in einem Experiment, in dem ein Biofilm während 16 Tagen unter konstanten hydraulischen Bedingungen aufwuchs. Der anfänglich grössere Gradient der Leistungsabnahme ist darauf zurückzuführen, dass in dieser Phase des Aufwuchsexperiments die Abwassertemperatur stetig abnahm, wodurch die Wärmetauscherleistung noch zusätzlich reduziert wurde.

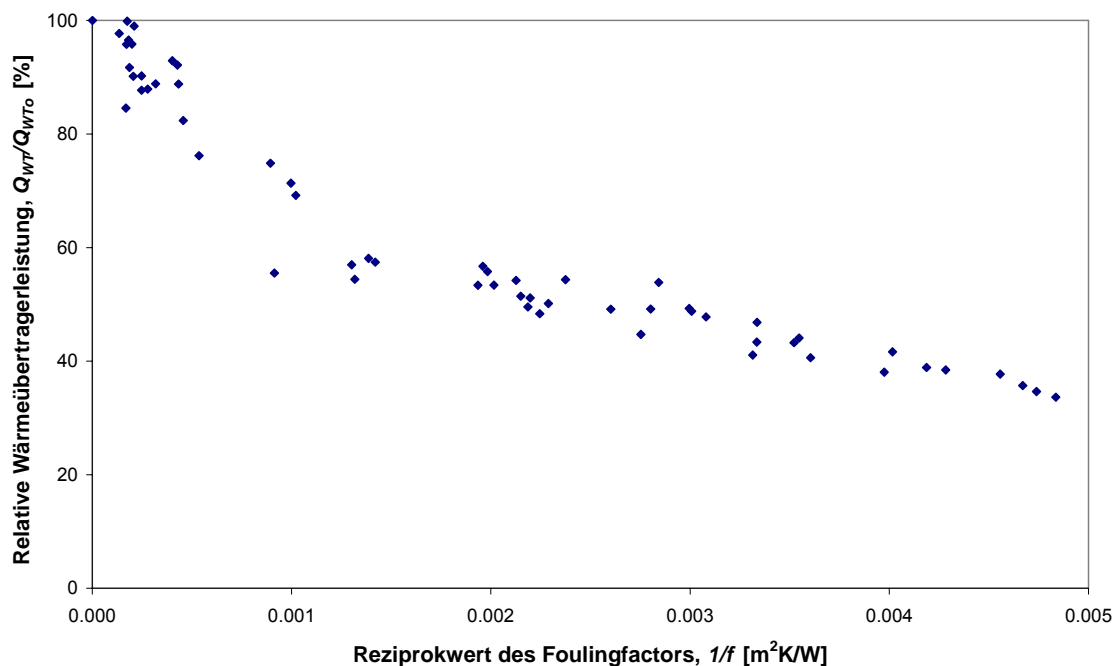


Abb. 4.3: Leistung Q_{WT} des verschmutzten Wärmetauschers, bezogen auf die Leistung Q_{WTo} des sauberen Wärmetauschers, in Abhängigkeit vom Reziprokwert des Foulingfactors, der ein Mass ist für die Biofilmbildung auf dem Wärmetauscher

Abbildung 4.4 zeigt eine Nahaufnahme dieses Biofilms, der am Ende des Experiments eine mittlere Dicke von 5 mm hatte. Deutlich zu erkennen ist die unregelmässige Oberflächenstruktur, die davon herrührt, dass bei einem „reifen“ Biofilm, wegen der mechanischen Beanspruchung durch das über den Biofilm hinweg strömende Wasser, stets kleine Stücke aus der Biofilmoberfläche herausgerissen werden, die in der Folge wieder zuwachsen.



Abb. 4.4: Nahaufnahme eines Biofilms, der in 16 Tagen auf dem Wärmetauscher aufgewachsen war. Das Bild zeigt einen Ausschnitt der Biofilmoberfläche von 1,8 x 2,4 cm

4.3 EINFLUSSFAKTOREN DER VERSCHMUTZUNG

Gemäss Zielsetzung geht es in diesem Projekt darum die wichtigsten Einflussfaktoren der Verschmutzung des Wärmetauschers, Abflussregime (Hydraulik) und Abwasserzusammensetzung zu untersuchen (Huisman 2001).

4.3.1 Hydraulik

In einer ersten Serie von Experimenten wurde der Einfluss der Hydraulik auf die Verschmutzung (Biofilmbildung) untersucht. Abbildung 4.5 zeigt den zeitlichen

Verlauf der Umgebungstemperatur T_U , Abwassertemperatur T_A , Zuflusstemperatur $T_{W,ein}$ und Abflusstemperatur $T_{W,aus}$ des Kühlwassers im Wärmetauscher und des Reziprokwerts des Foulingfactors, $1/f$, während eines 51 Tage dauernden Experiments. Es kann davon ausgegangen werden, dass $1/f$ in etwa proportional zur Biofilmdicke ist, sodass der Verlauf dieses Parameters die Biofilmentwicklung anzeigt. Während den ersten 16 Tagen des Experiments wuchs der Biofilm unter konstanten hydraulischen Bedingungen auf, mit einem Volumenstrom des Abwassers von $0,5 \text{ m}^3/\text{h}$ und einem Rinnengefälle von $0,006$, was eine Strömungsgeschwindigkeit des Abwassers in der Rinne von $0,4 \text{ m/s}$ ergibt. Nach 16 Tagen wurde der Abwasservolumenstrom und das Rinnengefälle schlagartig auf $2,0 \text{ m}^3/\text{h}$ resp. $0,062$ heraufgesetzt, wodurch die Abwassergeschwindigkeit auf $1,0 \text{ m/s}$ erhöht wurde. Mit diesen hydraulischen Bedingungen wurde die Anlage für 25 Minuten betrieben, dann wurde sie auf die ursprünglichen Bedingungen zurückgefahren. Wie aus Abbildung 4.5 zu ersehen ist, wurde der Biofilm durch die kurzzeitig vergrößerte hydraulische Belastung zu einem grossen Teil abgeschwemmt.

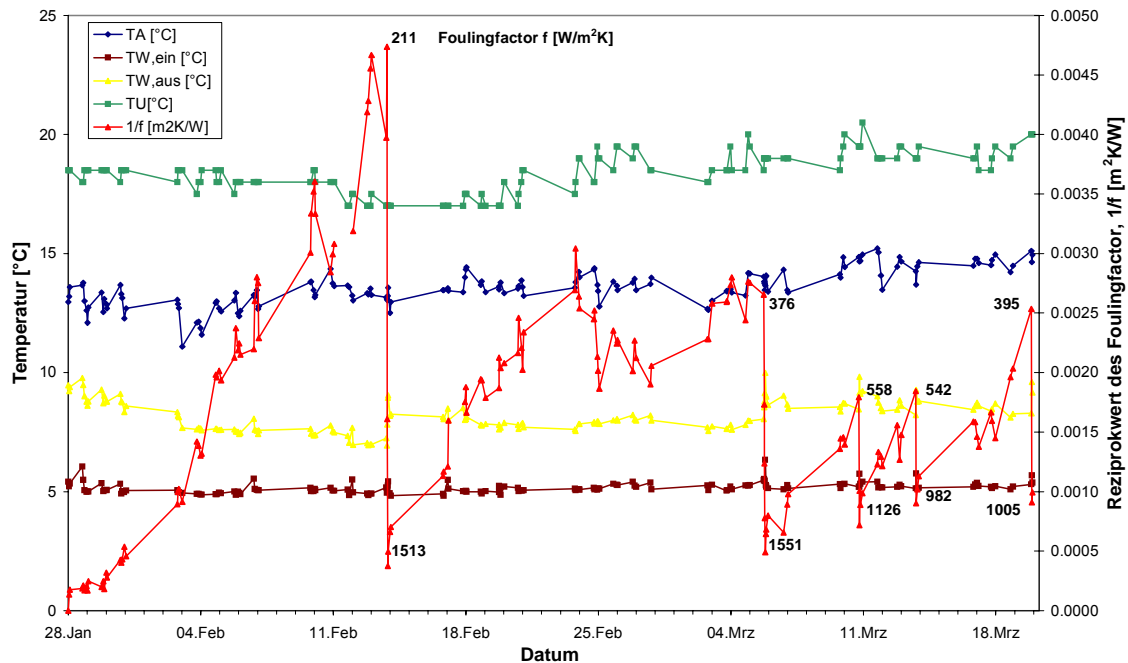


Abb. 4.5: Zeitlicher Verlauf der Umgebungstemperatur T_U , Abwassertemperatur T_A , Zuflusstemperatur $T_{W,ein}$ und Abflusstemperatur $T_{W,aus}$ des Kühlwassers im Wärmetauscher und des Reziprokwerts des Foulingfactors, $1/f$, für wechselnde hydraulische Bedingungen

Abbildung 4.6 zeigt den Biofilm nach diesem Vorgang. Ein Teil des Biofilms ist noch vorhanden, aber an einigen Stellen ist die Oberfläche des Wärmetauschers wieder sichtbar. Nun stellte sich die Frage, ob sich die Abschwemmung des Biofilms wiederholen liess. Um diese Frage zu klären, wurde der Biofilm erneut unter geringer konstanter hydraulischer Belastung aufwachsen gelassen und dann kurzzeitig einer erhöhten Belastung ausgesetzt (Abb. 4.5). Dies wurde

mehrmals wiederholt mit unterschiedlicher Dauer der Aufwuchsphase. Dabei zeigte es sich, dass der Biofilm immer wieder abgeschwemmt werden konnte (Abb. 4.5). Vor der Abschwemmung vom 20. März betrug die Wärmetauscherleistung, bezogen auf die Leistung des sauberen Wärmetauschers, noch 61%; durch die Abschwemmung konnte sie wieder auf 87% erhöht werden. Die Frage war nun, ob der Reziprokwert des Foulingfactors durch die Abschwemmung auch nach längerer Zeit noch auf die hier beobachteten tiefen Werte reduziert werden konnte. Es ist nämlich eine Tatsache, die auch in anderen Experimenten schon beobachtet wurde (Horn *et al.* 2003), dass unter geringer konstanter hydraulischer Belastung gewachsene Biofilme sehr empfindlich sind auf plötzliche Veränderungen dieser Belastung.



Abb. 4.6: Nahaufnahme der Biofilmoberfläche nachdem Teile des Biofilms durch erhöhte hydraulische Belastung abgeschwemmt worden waren. Das Bild zeigt einen Ausschnitt der Biofilmoberfläche von 2,4 x 3,2 cm

4.3.2 Abwasserzusammensetzung

Ein weiterer Faktor, der auf die Biofilmbildung bekanntermassen einen Einfluss hat, ist die Zusammensetzung des Abwassers. Für die Untersuchung der Verschmutzung des Wärmetauschers ist der Prüfstand mit vorgeklärtem

kommunalem Abwasser aus dem Sammelkanal von Dübendorf beschickt worden. Die Zusammensetzung dieses Abwassers ist regelmässig gemessen worden. Abbildung 4.7 zeigt die Werte für den gelösten CSB (chemischer Sauerstoffbedarf), die zwischen dem 1. Januar 2002 und dem 29. Juni 2004 gemessen wurden. Die Werte schwanken zwischen 0 mgO₂/L und 370 mgO₂/l und weisen keinen sichtbaren Trend auf. Das Biofilmwachstum sollte stark mit dem gelösten CSB korrelieren. Eine solche Korrelation zu finden war schwierig, nicht nur wegen der starken Schwankungen des CSB, sondern auch weil verschiedene Parameter während der Experimente immer wieder geändert hatten.

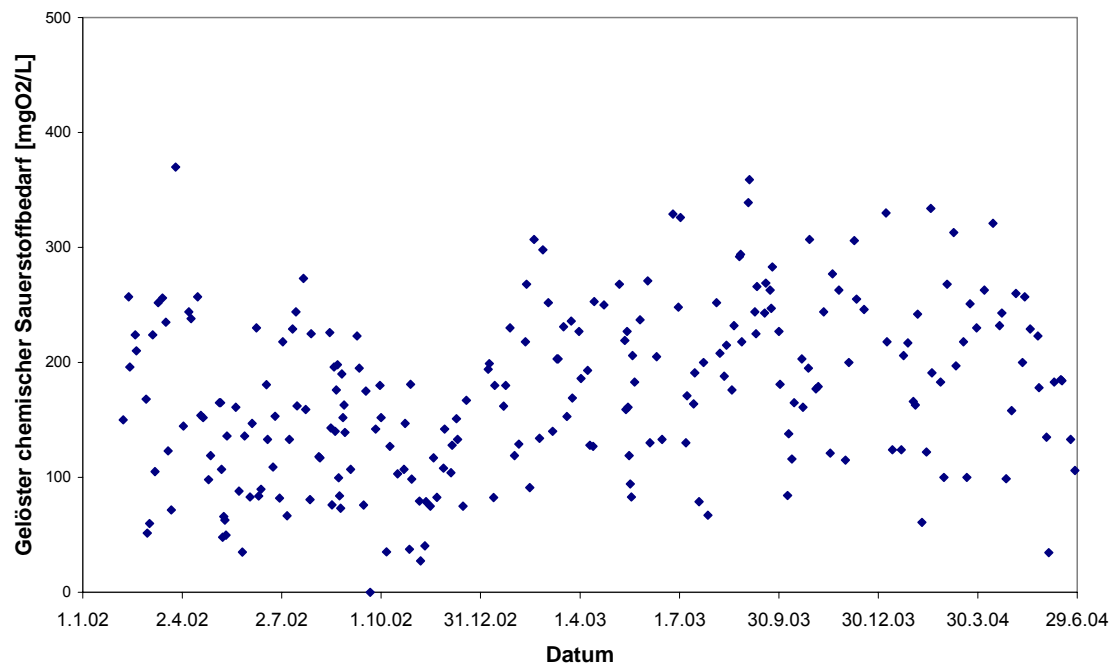


Abb. 4.7: Messwerte des gelösten chemischen Sauerstoffbedarfs im vorgeklärten Abwasser, mit dem der Prüfstand beschickt wurde

Für ein Experiment jedoch, war die Anlage während fünf Wochen mit unveränderten Versuchsbedingungen gefahren worden, und in regelmässigen wöchentlichen Intervallen war die gleiche Abschwemmungsprozedur durchgeführt worden. Abbildung 4.8 zeigt die für dieses Experiment gemessene Wärmetauscherleistung in Abhängigkeit vom mittleren CSB in den jeweiligen Aufwuchsperioden des Biofilms. Da die Wärmetauscherleistung mit zunehmender Biofilmdicke abnimmt, konnte die gefundene negative Korrelation zwischen Wärmetauscherleistung und CSB erwartet werden.

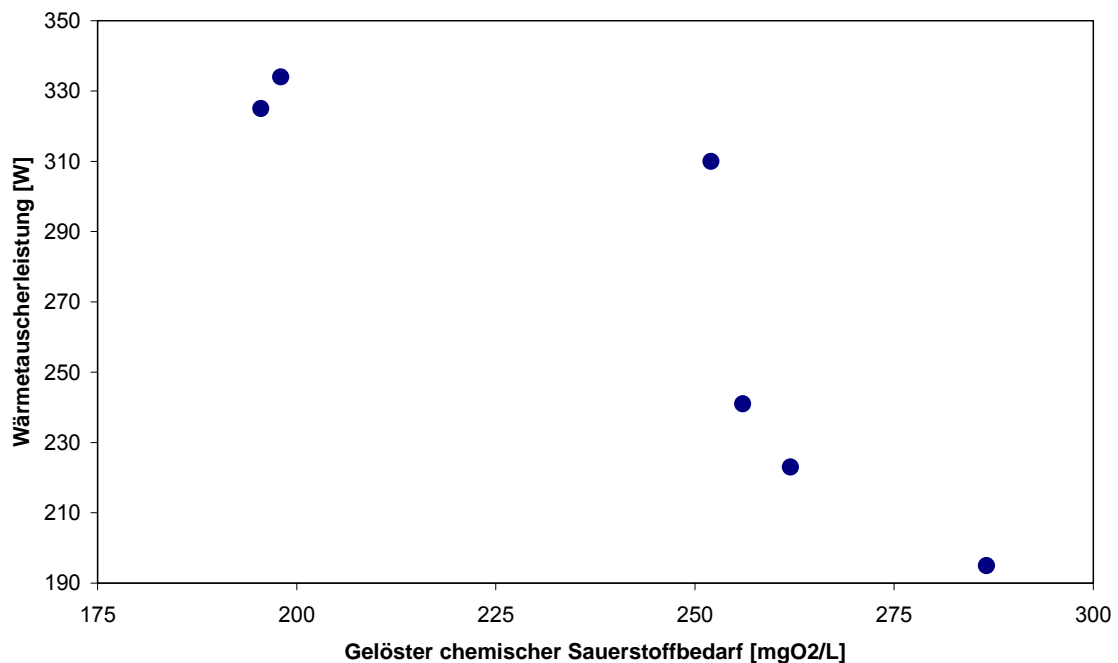


Abb. 4.8: Wärmetauscherleistung in Abhängigkeit vom mittleren CSB in den jeweiligen Aufwuchsperioden des Biofilms

An den in Abbildung 4.8 dargestellten Versuchsergebnissen wird der Einfluss der Abwasserzusammensetzung auf die Verschmutzung des Wärmetauschers illustriert. Abb. 4.7 zeigt aber auch, dass die Schwankungen der Abwasserzusammensetzung sehr gross sein können, und dass die quantitative Erfassung des Zusammenhangs zwischen Abwasserzusammensetzung und Verschmutzung sehr aufwendig ist. Deshalb war es im Rahmen dieses Projekts nicht möglich den Einfluss der Abwasserzusammensetzung abschliessend zu klären.

4.4 MASSNAHMEN ZUR REDUKTION DER VERSCHMUTZUNG

In den Boden der Abwasserrinne des Prüfstands sind Testplättchen (2,5 x 4 cm) eingelegt (Abb. 4.9), die leicht ausgetauscht werden können und mit denen die Verschmutzung und Massnahmen dagegen untersucht werden können. Die Testplättchen bestehen aus demselben Material wie der Wärmetauscher (Stahl 1.4571). An den Testplättchen wurden Kontaktwinkelmessungen (KW; Mass für die Hydrophobizität der Oberfläche), Trockensubstanzbestimmungen (TS; Masse von organischem und anorganischem Material), Energy-Dispersive-X-Ray-Analysen (EDX; Massenprozent der elementaren Oberflächenzusammensetzung), Rasterelektronenmikroskopische (REM) und fotografische Aufnahmen durchgeführt.

Die Massnahmen, die im Rahmen dieses Projekts darauf hin untersucht wurden, ob mit ihnen die Verschmutzung des Wärmetauschers reduziert werden kann, umfassen die Verbesserung der Oberflächengüte des Wärmetauschers,

Beschichtung der Wärmetauschoberfläche, Variation der Fliessgeschwindigkeit des Abwassers und die Störung des Strömungsfeldes.



Abb. 4.9: Testplättchen zur Untersuchung der Biofilmbildung in der Abwasserrinne

4.4.1 Oberflächengüte

Durchgeführte Arbeiten: Testplättchen mit unterschiedlich bearbeiteter Oberfläche wurden in der Abwasserrinne exponiert. Während mehreren Tagen wurde ein Biofilm wachsen gelassen, dann wurde die Strömungsgeschwindigkeit in der Rinne kurzzeitig erhöht, und danach der nach der Abschwemmung auf den Plättchen verbleibende Biofilm analysiert. In diese Experimente waren Plättchen einbezogen, deren Oberfläche diamantpoliert (1), electropoliert (2), mit Poliertuch behandelt (3), wie der Wärmetauscher kaltgewalzt mit Finish 2B (4), mit 400er (5) und mit 80er (6) Schleifpapier behandelt war.

Gemachte Beobachtungen: Auf dem Plättchen mit der kaltgewalzten Oberfläche (4) ist nach der Abschwemmung am wenigsten Biofilm haften geblieben; sowohl auf den feineren als auch auf den gröberen Stahloberflächen wurden grössere TS-Werte gemessen (Abb. 4.10). Die Frage ist, ob diese Beobachtung verallgemeinerbar ist. In unseren Experimenten sind immer wieder

dieselben Verhältnisse beobachtet worden. Es gibt aber auch eine Reihe von anderen Befunden, die das Ergebnis von Abbildung 4.10 bestätigen:

a) Die Fotos, die von allen Experimenten gemacht wurden, ergeben das gleiche qualitative Ergebnis: Das Beispiel von Abbildung 4.9 zeigt die Plättchen 6, 3, 1 und 5 (von links nach rechts) nach der Abschwemmung.

b) Die Plättchen mit der kaltgewalzten Oberfläche (4) wurden in mehreren Experimenten als Referenz eingesetzt und zeigten immer die gleichen oder sogar tiefere TS-Werte als in Abbildung 4.10.

c) In einer Doktorarbeit (Medilanski 2002) ist festgestellt worden, dass die bakterielle Adhäsion ein Minimum hat bei Stahloberflächen, die mit 1000er Schleifpapier behandelt waren. Bei mit 80er und 500er Schleifpapier behandelten Oberflächen, aber auch bei den electropolierten und diamantpolierten Oberflächen war die Adhäsion grösser.

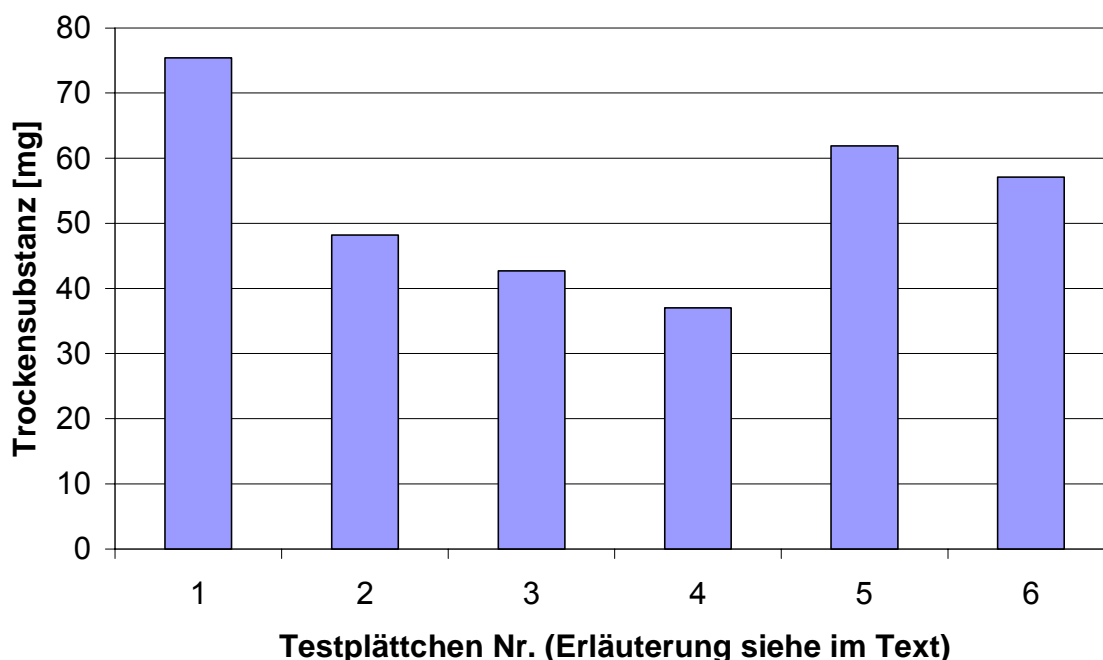


Abb. 4.10: Biofilm auf den Testplättchen mit verschiedener Oberflächenbearbeitung nach der Exposition in der Abwasserrinne

Wichtigste Ergebnisse: Von den untersuchten Plättchen mit unterschiedlicher Oberflächenbearbeitung hat sich in Bezug auf die Verschmutzung keines als besser erwiesen als das Plättchen aus kaltgewalztem Blech mit Finish 2B, das für den im Prüfstand eingebauten Wärmetauscher verwendet worden ist

4.4.2 Oberflächenbeschichtung

Durchgeführte Arbeiten: Auf die gleiche Weise wie im letzten Abschnitt beschrieben, wurden Testplättchen mit unterschiedlichen Beschichtungen in der Abwasserrinne exponiert und nach der Abschwemmung analysiert. Die

Testplättchen, die in diese Experimente einbezogen wurden, sind in Tabelle 4.2 aufgelistet.

Tab. 4.2: Beschichtete Testplättchen und nach der Exposition in der Abwasserrinne gemessene Kontaktwinkel (KW) und Trockensubstanzwerte (TS)

| Exp. Nr. | Testplättchen Code | KW [grad] | TS [mg] | Beschicht. Hersteller Bezeichnung |
|----------|-------------------------------|-----------|---------|-----------------------------------|
| 6 | L1 | 110 | 1,1 | PTFE Resist 1) |
| | L2 | 117 | 23,3 | PTFE 1) |
| | L3 | 106 | 5,1 | FEP 1) |
| | Unbeschichtet (kaltgewalzt) | 90 | 10,2 | 2) |
| 8 | Unbeschichtet (kaltgewalzt) | 94 | 36,2 | 2) |
| | V1 | 83 | 97,7 | NISLIDE 3) |
| | V2 | 81 | 98,1 | NiP-PTFE 3) |
| | | | | |
| 9 | H1 | 110 | 15,2 | Diamond's Best 4) |
| | H2 | 98 | 3 | PTFE 4) |
| | H3 | 107 | 30,5 | RESILFON 2932 4) |
| | Unbeschichtet (kaltgewalzt) | 102 | 16 | 2) |
| 10 | H2 | 106 | 33,6 | PTFE 4) |
| | L1 | 107 | 42,6 | PTFE Resist 1) |
| 11 | Unbeschichtet (el.pol. 3 min) | 84 | 46,3 | 5) |
| | Unbeschichtet (el.pol. 5 min) | 92 | 50,6 | 5) |
| | G1 | 94 | 64,1 | Gebeizt 1 h 5) |
| | G2 | 97 | 53,3 | Gebeizt 2 h 5) |

1) LIOSAPLAST AG, CH-9430 St. Margrethen

2) KASAG, CH-3550 Langnau

3) Veralit AG, CH-8952 Schlieren

4) Hort Coating Center SA, CH-3960 Sierre

5) BBS-Systems AG, CH-8180 Bülach

Gemachte Beobachtungen: Die in Tabelle 4.2 aufgelisteten Messwerte sind in Abbildung 4.11 grafisch dargestellt und zeigen, dass die TS-Werte mit steigendem KW tendenziell eher abnehmen. Dies ist nicht einfach zu erklären, denn steigende KW bedeuten grössere Hydrophobizität, und es ist bekannt, dass diese die bakterielle Adhäsion erleichtert. Allerdings liegen die KW relativ nahe beieinander, während die TS-Werte von Plättchen mit gleicher Oberfläche ziemlich stark streuen. Diese Streuung kann von Unterschieden in der Abwasserzusammensetzung oder –temperatur in den einzelnen Experimenten herrühren. Jedenfalls wurde im Jahresverlauf die Bildung sehr unterschiedlicher Biofilmtypen beobachtet. So streuen auch die TS-Werte der unbeschichteten (kaltgewalzten) Referenzplättchen zwischen 10 mg und 36 mg. Innerhalb eines Experiments können die TS-Werte jedoch miteinander verglichen werden, und Abbildung 4.11 zeigt, dass verschiedene beschichtete Testplättchen eine tiefere Verschmutzung aufweisen als die Referenzplättchen. Die EDX-Analysen ergaben keinen Hinweis auf Unterschiede in der elementaren Zusammensetzung

der Oberflächenbeschichtungen der Testplättchen vor und nach der Exposition in der Abwasserrinne.

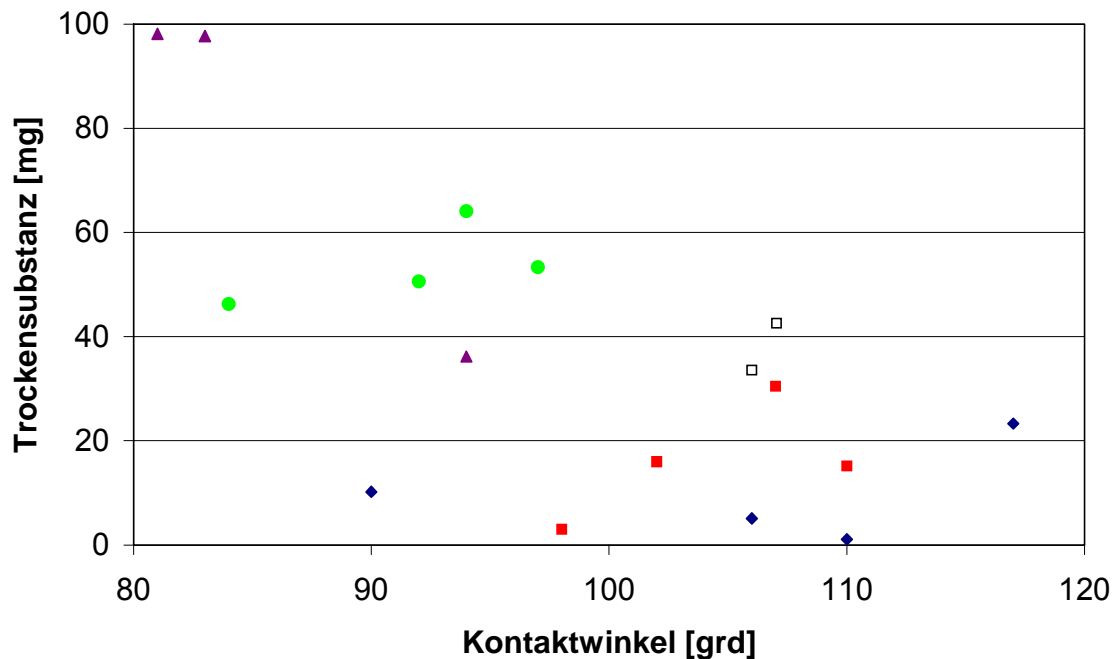


Abb. 4.11: Nach der Exposition in der Abwasserrinne auf den unterschiedlich beschichteten Testplättchen vorhandener Biofilm aufgetragen über den Kontaktwinkel

Die Auswertung der REM-Aufnahmen hat gezeigt, dass die Ablagerungen auf dem Wärmetauscher zum grössten Teil aus Mikroorganismenzellen und Filamenten bestehen, es wurden aber auch pflanzliche Bestandteile und anorganische Strukturen beobachtet. Abbildung 4.12 zeigt eine REM-Aufnahme des Testplättchens H1 nach der Abschwemmung des Biofilms. Vom Biofilm, der vor der Abschwemmung eine Dicke von 2 bis 3 Millimetern hatte, sind immer noch kleine Reste vorhanden, doch ist dazwischen auch die Plättchenoberfläche sichtbar.

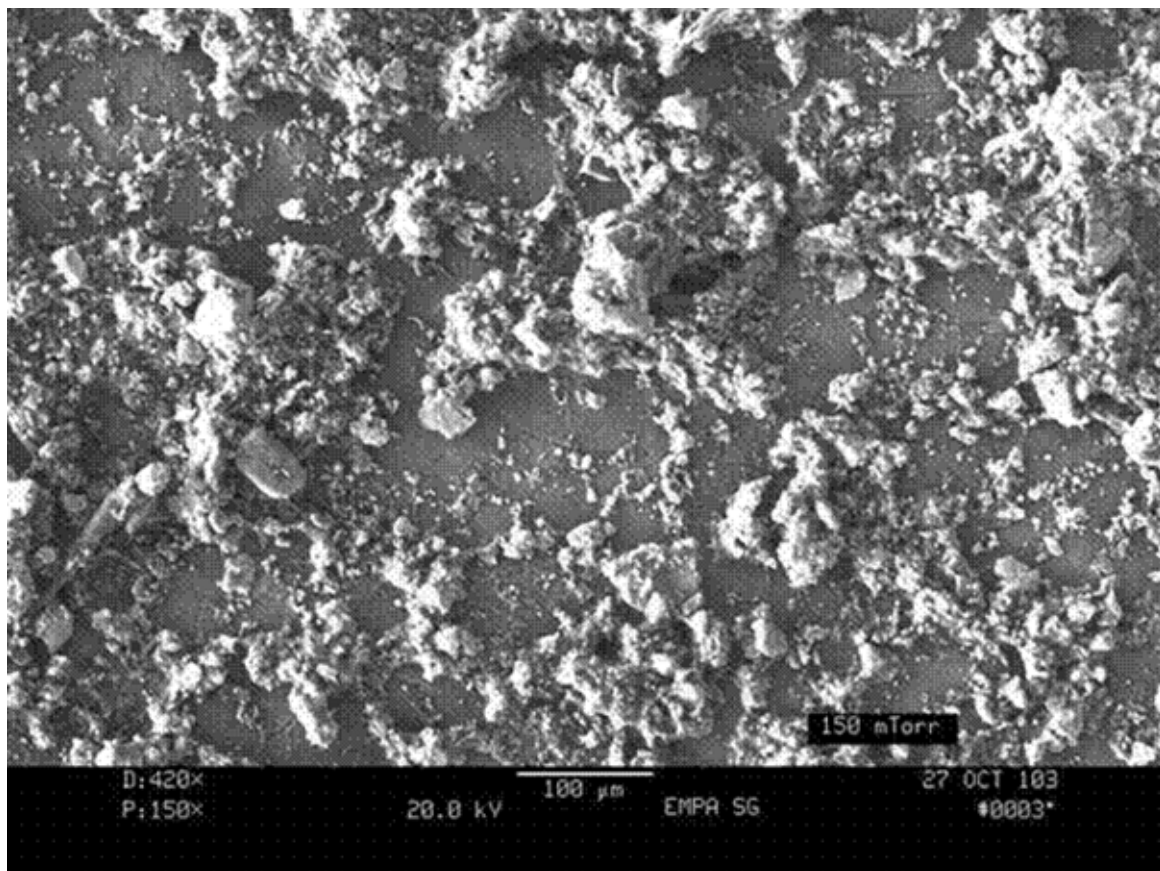


Abb. 4.12: REM-Aufnahme der Oberfläche eines Testplättchens nach der Abschwemmung

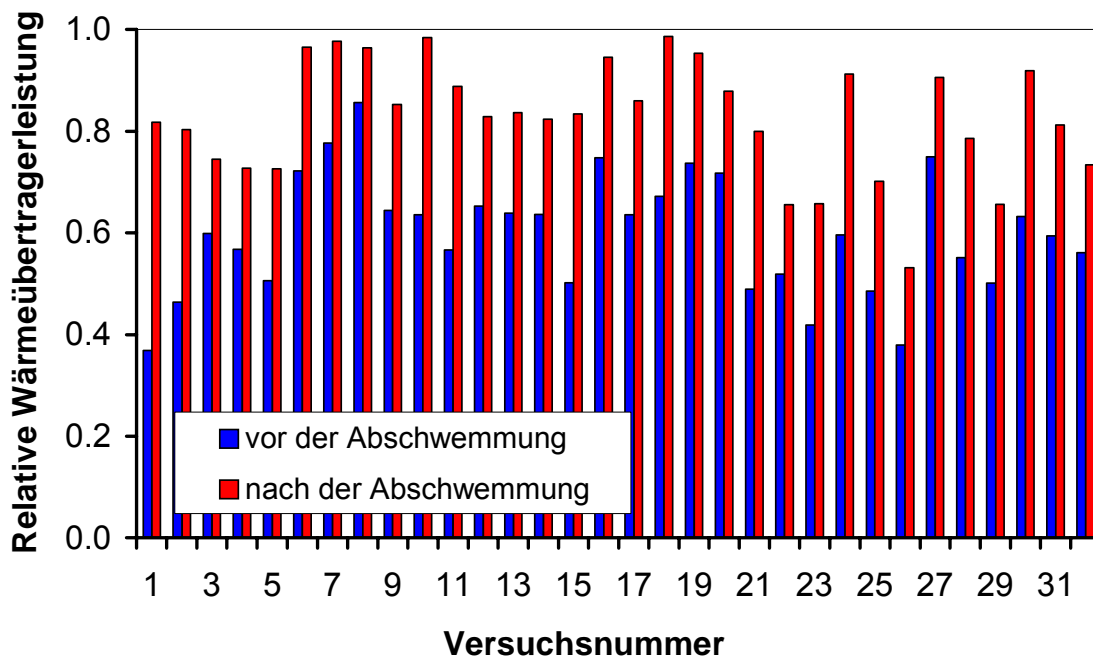
Wichtigste Ergebnisse: Beschichtungen können die Verschmutzung des Wärmetauschers reduzieren. Ob dieser Aussage praktische Bedeutung zukommt, kann jedoch nicht gesagt werden, wegen der grossen Streuung der Messwerte, weil die Leistungseinbusse des Wärmetauschers infolge der Beschichtungen noch nicht quantifiziert und weil der Abrieb der Beschichtungen durch feste Stoffe im Abwasser noch nicht untersucht worden ist.

4.4.3 Variation der Fliessgeschwindigkeit

Durchgeführte Arbeiten: Vorbehandeltes Abwasser wurde über den in die Abwasserrinne eingebauten Wärmetauscher geleitet, auf dem sich innert weniger Tage ein dicker Biofilm bildete. Dabei betrug die mittlere Fliessgeschwindigkeit des Abwassers 0,4 m/s. Nach rund 7 Tagen wurde die Leistung des Wärmetauschers gemessen. Danach wurde die Fliessgeschwindigkeit für ca. 20 min auf 1,0 m/s erhöht, was zu einer teilweisen Abschwemmung des Biofilms führte. Nach der Abschwemmung wurde die Fliessgeschwindigkeit wieder auf 0,4 m/s reduziert, die Wärmetauscherleistung erneut gemessen, und der Wärmetauscher gereinigt, oder der Versuch weiter

laufen gelassen. Von Februar bis November 2003 wurden diese Versuche, mit gereinigtem und ungereinigtem Wärmetauscher, 32 mal wiederholt.

Gemachte Beobachtungen: Abbildung 4.13 zeigt die Leistung des Wärmetauschers mit Biofilm bezogen auf die Leistung des unverschmutzten Wärmeübertragers. Im Mittel beträgt die relative Wärmetauscherleistung vor der Abschwemmung 60%, nach der Abschwemmung 83%. Aus fotografischen Aufnahmen ist zu ersehen, dass im Jahresverlauf immer wieder andere Biofilmtypen gebildet wurden. Dies dürfte auf Änderungen von Temperatur und Zusammensetzung des Abwassers zurückzuführen sein. Bemerkenswert ist, dass die Regeneration der Wärmetauscherleistung dennoch ausnahmslos in allen Versuchen zu beobachten war und dass auch andere Forscher in ganz anderen Systemen dieselbe Beobachtung gemacht haben (Horn *et al.* 2003). Einige Versuchsnummern geben an, dass eine neue Serie von Versuchen begonnen wurde, was gleichbedeutend ist damit, dass die Versuche mit gereinigtem Wärmetauscher gestartet wurden. Innerhalb einer Versuchsserie nimmt die Leistung des Wärmetauschers in fast allen Fällen ab (Abb. 4.13).



Neue Serie bei Versuchsnummer
1, 6, 9, 10, 11, 13, 16, 18, 24, 27, 30

Abb. 4.13: Relative Wärmetauscherleistung vor und nach der Abschwemmung des Biofilms

Wichtigste Ergebnisse: Die Abschwemmung des Biofilms durch eine kurzzeitige Erhöhung der hydraulischen Belastung ist eine effektive Massnahme zur Regeneration der Leistung des verschmutzten Wärmetauschers. Diese Regeneration ist in allen durchgeführten Versuchen zu beobachten, nimmt für die gewählte Versuchsanordnung jedoch mit der Zeit ab.

4.4.4 Störung des Strömungsfeldes

Durchgeführte Arbeiten: In der Abwasserrinne wurden quer zur Strömungsrichtung Plexiglasstege (10 x 100 mm) mit einem keilförmigen Querschnitt eingebaut, deren Dicke in Fliessrichtung von 0 auf 4 Millimeter zunimmt.

Gemachte Beobachtungen: In der rechten unteren Ecke von Abbildung 4.14 ist ein erhöhtes Biofilmwachstum zu beobachten, weil hier der Plexiglassteg eine Stauwirkung erzeugt. Stromabwärts vom Plexiglassteg wächst viel weniger Biofilm; es gibt hier eine Zone, in der die Wärmetauscheroberfläche auch nach 6 Tagen Biofilmwachstum noch sichtbar ist.

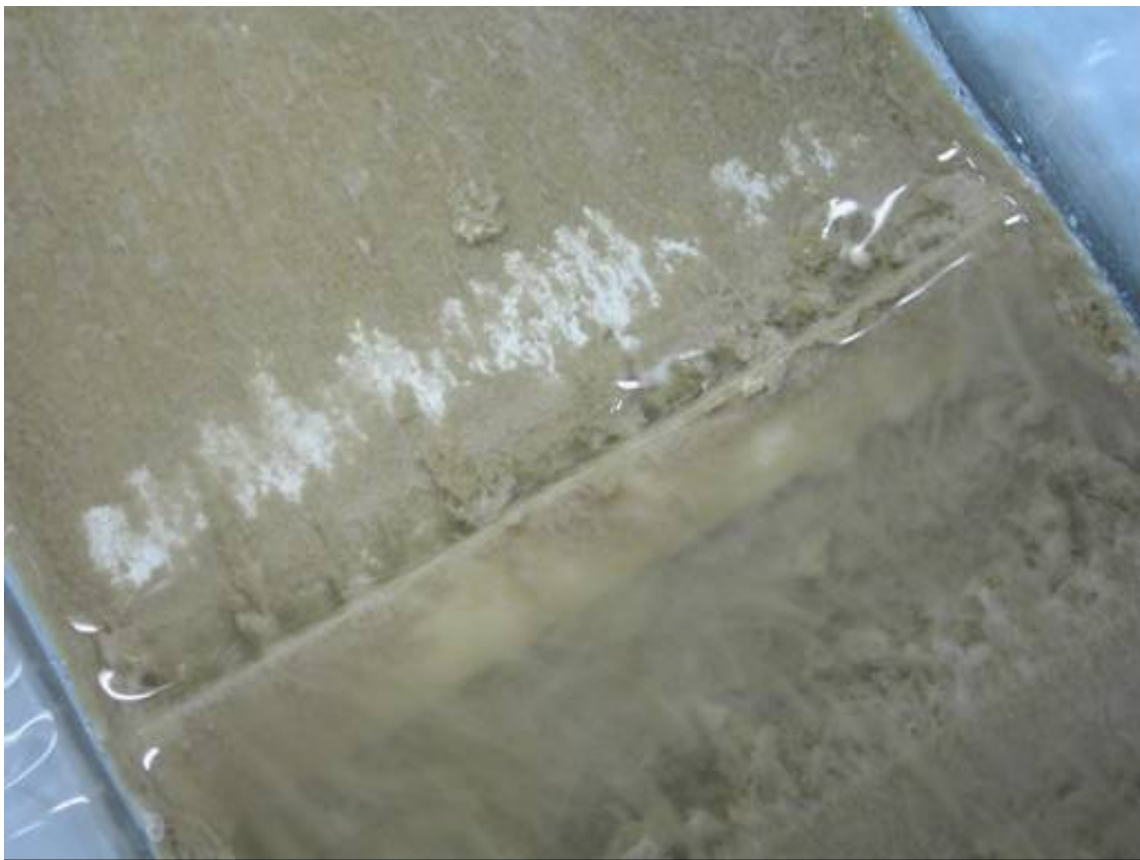


Abb. 4.14: Störung des Strömungsfeldes in der Abwasserrinne durch eingebauten Plexiglassteg

Wichtigste Ergebnisse: Störungen des Strömungsfeldes können zu lokal erhöhter Turbulenz führen und dadurch den Effekt der Massnahme „Variation der Fliessgeschwindigkeit“ auf die Biofilmabschwemmung noch verstärken.

4.5 SYMBOLVERZEICHNIS WÄRMETAUSCHER

| Symbol | Einheit | Grösse |
|----------------|-------------|---|
| A_W | m^2 | Wärmetauscherfläche |
| B_R | m | Breite der Rinne |
| c | - | Koeffizient |
| c_W | Ws/kg/K | Spezifische Wärmekapazität von Wasser |
| d_W | m | Blechdicke des Wärmetauschers |
| f | $W/m^2/K$ | Foulingfaktor |
| h_A | m | Wasserspiegelhöhe in der Rinne |
| h_R | m | Erhöhung des Rinnenanfangs |
| K_{St} | $m^{1/3}/s$ | Strickler-Reibungskoeffizient |
| k | $W/m^2/K$ | Wärmedurchgangskoeffizient |
| L_R | m | Länge der Rinne |
| L_W | m | Länge des Wärmetauschers |
| \dot{Q}_{WT} | W | Wärmetauscherleistung |
| \dot{Q}_V | W | Verlustleistung |
| \dot{Q}_W | W | Vom Kühlwasser aufgenommene Wärmeleistung |
| Re_W | - | Reynoldszahl im Wärmetauscher |
| S_o | - | Gefälle der Rinne |
| T_A | K | Temperatur des Abwassers |
| T_U | K | Umgebungstemperatur |
| $T_{W,aus}$ | K | Ausgangstemperatur des Wärmetauschers |
| $T_{W,ein}$ | K | Eingangstemperatur des Wärmetauschers |
| \dot{V}_A | m^3/s | Volumenstrom des Abwassers |
| \dot{V}_W | m^3/s | Volumenstrom im Wärmetauscher |
| v_A | m/s | Mittlere Geschwindigkeit des Abwassers |
| v_W | m/s | Mittlere Geschwindigkeit des Wassers im WT |
| α_A | $W/m^2/K$ | Wärmeübergangskoeffizient Abwasserseite |
| α_W | $W/m^2/K$ | Wärmeübergangskoeffizient Wasserseite |
| ΔT_A | K | Temperaturveränderung in der Rinne |
| λ | $W/m/K$ | Wärmeleitfähigkeit von Stahl 4571 |
| ν_W | m^2/s | Kinematische Zähigkeit von Wasser bei 10 °C |
| ρ_W | kg/m^3 | Dichte von Wasser |

4.6 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Untersuchung verschiedener baulicher und betrieblicher Massnahmen zur Verminderung der Biofilmbildung hat Ergebnisse gezeitigt, die sich wie folgt zusammenfassen lassen:

- Das Kaltwalzen der für die Wärmetauscher verwendeten Bleche ergibt eine bzgl. der Verschmutzung günstige Oberflächenstruktur. Eine feinere und aufwendigere Oberflächenbearbeitung scheint das Anhaften von Mikroorganismen eher zu begünstigen.
- Beschichtungen können die Verschmutzung herabsetzen (Anwendungen in der Kanalisation sind allerdings nicht untersucht worden und die Signifikanz der Verbesserung ist noch unklar)
- Die gezielte Variation der Fliessgeschwindigkeit des Abwassers ist eine effektive Massnahme zur Regeneration der Leistung des verschmutzten Wärmetauschers
- Schikanen zur Störung des Abwasserströmungsfeldes haben auf die Verschmutzung ebenfalls einen positiven Einfluss (über den aber zurzeit quantitative Angaben noch nicht möglich sind), weil sie die Turbulenz der Strömung erhöhen

5

Ergebnisse und noch ungelöste Probleme

In diesem Abschnitt werden die wichtigsten im Projekt erarbeiteten Ergebnisse und die noch ungelösten Probleme diskutiert und bewertet im Zusammenhang mit Erfahrungen aus der Praxis und im Licht der Meinungen von Fachleuten, wie sie z. B. am Workshop anlässlich des Abschlusses des Projekts geäußert worden sind.

5.1 STEUERUNG DES ABFLUSSES

Die Untersuchungen auf dem Prüfstand ergaben, dass auch über längere Zeitperioden hinweg durch kurzzeitige Erhöhungen des Abflusses die Verschmutzung auf der Wärmetauscheroberfläche immer wieder teilweise beseitigt, und die Wärmetauscherleistung damit wieder signifikant erhöht werden konnte (Abschnitt 4.4.3). Dieses Vorgehen imitiert im Grunde genommen einfach in abgeschwächter Form die Hochdruckreinigung, welche die in der Praxis am häufigsten angewandte Methode zur Bekämpfung der Verschmutzung ist (Steiner 2004). Diese Methode ist sehr effektiv, müsste aber relativ häufig angewandt werden, da die Verschmutzung schon innert wenigen Wochen wieder sehr stark sein kann. Durch häufige Hochdruckreinigung kann jedoch die Lebensdauer der Kanäle verkürzt werden. Wird während der Heizperiode monatlich gereinigt, mit Kosten von jeweils 600 bis 800 Fr., zieht dies eine Erhöhung der gesamten Betriebskosten von 2% bis 3% nach sich. Diese Kosten sind im konkreten Fall in einer Wirtschaftlichkeitsrechnung zu vergleichen mit den Kosten, für den festen Einbau einer Reinigungseinrichtung oder für die Vergrößerung der Wärmetauscherfläche, durch welche die Leistungseinbuße durch die Verschmutzung kompensiert würde.

Eine Alternative zur Hochdruckreinigung stellt eine fest eingebaute, automatische Spüleinrichtung dar, mit der einmal oder mehrmals am Tag ein Spülschwall mit variierender Charakteristik erzeugt werden kann. Es gibt Kanalisationssysteme, in denen Stauwehre zur Steuerung des Abflusses vorhanden sind. Im Allgemeinen werden aber Schwallspülungen durch Einstau während Tageszeiten mit tiefem Energiebedarf als problematisch angesehen, wegen der Möglichkeit von Gasbildung, Faulung und Schäden am Kanalrohr während der Einstauzeit.

5.2 BESCHICHTUNGEN UND SCHIKANEN

Es wurde gezeigt, dass Beschichtungen und Schikanen auf der Wärmetauscheroberfläche die Verschmutzung reduzieren können (Abschnitte 4.4.2 und 4.4.4). Die Verwendung von Beschichtungen und Schikanen zur Verringerung der Verschmutzung von Wärmetauschern ist aussichtsreich, aber nicht für Wärmetauscher in der Kanalisation, da die vom Abwasser mitgeführten Feststoffe (Sand, Kies, usw.) die Beschichtungen und Schikanen sehr schnell zerstören würden.

5.3 GÜTE DER WÄRMETAUSCHEROBERFLÄCHE

Von den verschiedenen getesteten Oberflächenbearbeitungen hat sich das kalt gewalzte Blech mit Finish 2B des im Prüfstand verwendeten Wärmetauschers in Bezug auf die Verschmutzung als am Günstigsten erwiesen (Abschnitt 4.4.1). In der Praxis sind mit kalt gewalzten, abgesäuerten Blechen ebenfalls gute Erfahrungen gemacht worden und es ist eine Art Lotuseffekt beobachtet worden. Probleme mit Korrosion und Erosion sind an den Wärmetauschern, die zum Teil bereits seit Jahren in Betrieb sind, bisher nicht aufgetreten.

5.4 ABWASSERZUSAMMENSETZUNG

Die Schwere der Verschmutzung von Wärmetauschern, die in Kanalisationen mit vergleichbarer Geometrie und Hydraulik betrieben werden, ist offenbar sehr unterschiedlich. Es ist wahrscheinlich, dass die aussergewöhnlichen Verschmutzungsprobleme auf Abwasserinhaltsstoffe zurückzuführen sind. Dieser Vermutung konnte im Rahmen dieses Projekts nicht nachgegangen werden. Es ist aber berichtet worden, dass nach Produktionsumstellungen in einem Abwasser liefernden Industriebetrieb plötzlich Verschmutzungsprobleme aufgetreten sind. Es erscheint deshalb sinnvoll, dass eine Untersuchung durchgeführt würde, in die unterschiedlich betroffene Anlagen einbezogen werden, mit dem Ziel Abwassereigenschaften zu identifizieren, die in Bezug auf die Verschmutzung günstig, resp. ungünstig sind.

5.5 ABWASSERTEMPERATUR UND NITRIFIKATION IN DER ARA

Die Untersuchungen an der ARA Zürich-Werdhölzli haben gezeigt, dass das Absinken der Abwassertemperaturen in den frühen Morgenstunden keine

besonderen Massnahmen für die Wärmeentnahme bedingt, da die Temperaturminima in der ARA ausglichen werden (Abschnitt 3.2.1). Eine länger dauernde oder permanente Absenkung der Abwassertemperatur kann jedoch die Nitrifikation in der ARA beeinträchtigen, und es ist abzuklären, wie viel Wärme dem Abwasser bedenkenlos entzogen werden kann (Abschnitt 3.3.4.2). Nur wenn von der Auslegung und dem Betrieb der ARA her bekannt ist, dass die Anlage über eine Nitrifikationsreserve verfügt, und wenn die Temperaturabsenkung infolge Wärmeentnahme gegenüber den natürlichen Temperaturschwankungen klein bleibt, kann eine solche Abklärung unterbleiben.

6

Literaturverzeichnis

- Abwassertechnische Vereinigung ATV (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, Hennef, Bundesrepublik Deutschland.
- Bischofsberger, W.; Seyfried, C. F. (1984): Wärmeentnahme aus Abwasser. Schriftenreihe des Lehrstuhls für Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen der Technischen Universität München, Heft 56.
- Daniels, K. (1973): Klimatechnik 1. Blaue TR-Reihe, Heft 87, Hallwag Verlag, Bern.
- De Marsily, G. (1986): Quantitative Hydrogeology. Academic Press Inc, Paris.
- Gewässerschutzverordnung (1998): Verordnung 814.201 vom 28. Okt. 1998.
- Gujer, W.; Henze, M.; Mino T.; van Loosdrecht, M. (1999): Activated Sludge Model No. 3, Water Science and Technology Band 39, Heft 1, Seiten 183-193.
- Gujer, W.; Larsen, A. T. (1995): The implementation of biokinetics and conservation principles in ASIM. Water Science and Technology Band 31, Heft 2, Seiten 257-266.
- Head, M. A. und Oleszkiewicz, J. A. (2004): Bioaugmentation for nitrification at cold temperatures. Water Research 38(3), 523-530.
- Horn, H.; Reiff, H.; Morgenroth, E. (2003): Simulation of growth and detachment in biofilm systems under defined hydrodynamic conditions. Biotechnology and Bioengineering 81(5), 607-617.
- Huisman, J. L. (2001): Transport and transformation processes in combined sewers, Schriftenreihe des Instituts für Hydromechanik und Wasserwirtschaft, Band 10, ETH Zürich.
- Hütte Gesellschaft für Technische Information mbH (Hrsg.) (1971): Des Ingenieurs Taschenbuch, 29. Auflage, Ernst und Sohn, Berlin.

- Koch, G.; Siegrist H.; Gujer, W. (1996): Denitrifikation mit Methanol in der Flockungsfiltration der Kläranlage Werdhölzli. Untersuchung der Denitrifikation und der biologischen Phosphorelimination auf den Kläranlagen Werdhölzli und Neuguet. EAWAG-Bericht. Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG). CH 8600 Dübendorf, Schweiz.
- Koch, G.; Siegrist, H. (1997): Denitrification with methanol in tertiary filtration. Water Research Band 31, Heft 12, Seiten 3029-3038.
- Koch, G.; Kühni, M.; Gujer, W.; Siegrist, H. (2000): Calibration and validation of activated sludge model No. 3 for Swiss municipal wastewater. Water Research Band 34, Heft 14, Seiten 3580-3590.
- Koch, G.; Kühni, M.; Siegrist, H. (2001a): 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 Band 35, Heft 9, Seiten 2235-2245.
- Koch, G.; Kühni, M.; Rieger, L.; Siegrist H. (2001b): Calibration and validation of an ASM3-based steady-state model for activated sludge systems – Part II: Prediction of phosphorus removal. Water Research Band 35, Heft 9, Seiten 2246-2255.
- Medilanski, E. (2002): Adhesion and establishment of *Desulfovibrio desulfuricans* on biofilm-covered steel under oxic conditions. Doktorarbeit Nr. 2584, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL).
- Müller, E. A.; Kobel, B. (2001): Nutzung von Wärme aus Abwasser mit Wärmepumpen, Korrespondenz Abwasser Bd. 48, Heft 8, Seiten 1074-1090.
- Reichert, P. (1998a): Aquasim 2.0 - Computer program for the identification and simulation of aquatic systems: User manual. Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG). CH-8600 Dübendorf, Schweiz.
- Reichert, P. (1998b): Aquasim 2.0 - Computer program for the identification and simulation of aquatic systems: Tutorial. Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG). CH-8600 Dübendorf, Schweiz.
- Siegrist, H.; Brack, T.; Koch, G.; Nussbaumer, A.; Gujer, W. (2000): Optimization of nutrient removal in the WWTP Zürich-Werdhölzli. Water Science and Technology Band 41, Heft 9, Seiten 63-71.
- Steiner, H.-R. (2004): Die Entstehung der Hochdruckreinigung. Korrespondenz Abwasser Band 51, Heft 5, Seiten 496-497.
- Stöcker, H. (Hrsg.) (1998): Taschenbuch der Physik, 3. Auflage. Harri Deutsch, Frankfurt am Main.
- Wanner, O.; Panagiotidis, V.; Siegrist, H. (2004a): Wärmeentnahme aus der Kanalisation – Einfluss auf die Abwassertemperatur. Korrespondenz Abwasser Band 51, Heft 5, Seiten 489-495.
- Wanner, O.; Panagiotidis, V.; Clavadetscher, P.; Siegrist, H. (2004b): Effect of heat recovery from raw wastewater on nitrification and nitrogen removal in activated sludge plants, eingereicht zur Publikation in Water Research.
- Winter, F. W. (1964): Technische Wärmelehre, Verlag W. Girardet, Essen.