

Jahresbericht 2003, 5. Dezember 2003

Projekt Wärmerückgewinnung aus Abwassersystemen

| | |
|----------------------------------|---|
| Autor und Koautoren | Oskar Wanner, Pascal Delavy, Jakob Eugster, Vassileios Panagiotidis, Hansruedi Siegrist |
| beauftragte Institution | Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) |
| Adresse | Überlandstrasse 133, 8600 Dübendorf |
| Telefon, E-mail, Internetadresse | 01 823 5090, wanner@eawag.ch, http://www.eawag.ch/ |
| BFE Projekt-/Vertrag-Nummer | 44177 / 84216 |
| Dauer des Projekts (von – bis) | 1. März 2002 – 29. Feb. 2004 |

ZUSAMMENFASSUNG

Bei der Wärmeentnahme aus dem Abwasser mittels in die Kanalisation eingebauten Wärmeübertragern ist zu beachten, dass durch die Verschmutzung (Biofilmbildung) des Wärmeübertragers dessen Leistung bedeutend reduziert und die Reinigungsleistung einer nachgeschalteten Kläranlage unter Umständen beeinträchtigt werden kann.

Die Untersuchung verschiedener baulicher und betrieblicher Massnahmen zur Verminderung der Biofilmbildung hat ergeben, dass

- Kaltwalzen der für die Wärmeübertrager verwendeten Bleche eine bzgl. Verschmutzung günstige Oberflächenstruktur liefert
- Beschichtungen die Verschmutzung herabsetzen können (Anwendungen in der Kanalisation sind allerdings nicht untersucht worden und die Signifikanz der Verbesserung ist unklar)
- die gezielte Variation der Fliessgeschwindigkeit des Abwassers eine sehr effektive Massnahme zur Regeneration der Leistung des verschmutzten Wärmeübertragers darstellt
- Schikanen zur Störung des Abwasserströmungsfeldes auf die Verschmutzung ebenfalls einen Einfluss haben (über den aber zurzeit quantitative Angaben noch nicht möglich sind)

Nachdem im letzten Jahresbericht der statische Zusammenhang zwischen Zulufttemperatur und Reinigungsleistung der Kläranlage dargestellt worden ist, ging es jetzt um den Effekt zeitlicher Veränderungen der Zulufttemperatur. Ihre Untersuchung hat gezeigt, dass Schwankungen innerhalb eines Tages in der Kläranlage weitgehend ausgeglichen werden. Sodann ist die Auswirkung einer anhaltenden Absenkung der Zulufttemperatur auf die Ammoniumkonzentration im Ablauf der Kläranlage für typische Ammoniumbelastungen untersucht worden. Es wird eine Prozedur vorgeschlagen, mit der die zulässige Temperaturabsenkung durch Wärmeentnahme abgeschätzt werden kann.

Projektziele

Abwasser ist eine bedeutende und ständig verfügbare Energiequelle, bei deren Nutzung jedoch gewisse praktische Probleme auftreten können. Die Leistung der Wärmeübertrager in der Kanalisation kann durch Verschmutzung (Biofilmbildung) vermindert werden und durch die Wärmeentnahme kann der Betrieb einer nachgeschalteten Kläranlage beeinträchtigt werden. Gegenstand dieses Forschungsprojekts ist die Untersuchung dieser Probleme. Die generellen Projektziele sind im Jahresbericht 2002 aufgeführt [1]; die Ziele für die Berichtsperiode waren

- die Überprüfung von baulichen und betrieblichen **Massnahmen zur Verminderung der Biofilmbildung auf dem Wärmeübertrager**
- die Quantifizierung der Auswirkungen zeitlicher Veränderungen von Temperatur und Ammoniumfracht im Zulauf der Kläranlage auf deren **Reinigungsleistung**

Durchgeführte Arbeiten und erreichte Ergebnisse

ÜBERPRÜFTE MASSNAHMEN ZUR VERMINDERUNG DER BIOFILMBILDUNG

Der Zusammenhang zwischen Biofilmbildung und Leistungseinbusse des Wärmeübertragers wurde an einem Prüfstand ermittelt [2], der aus einer Abwasserrinne mit eingebautem Wärmeübertrager (KASAG, CH-3550 Langnau) besteht. In den Boden der Rinne sind Testplättchen (2,5 x 4 cm) eingelegt (Abb. 1), die leicht ausgetauscht werden können und mit denen die Biofilmbildung, verschiedene Einflussfaktoren darauf und Massnahmen dagegen untersucht werden können. Die Testplättchen bestehen aus demselben Material wie der Wärmeübertrager (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.

1. Oberflächenbearbeitung

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), elektropoliert (2), mit Poliertuch behandelt (3), wie der Wärmeübertrager 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. 2). Die Frage ist, ob diese Beobachtung verallgemeinerbar ist. Sicher nicht aufgrund der wenigen hier gemessenen TS-Werte; es gibt aber eine Reihe von Befunden, die das Ergebnis von Abbildung 2 bestätigen:

a) Die Fotos, die von allen Experimenten gemacht wurden, ergeben das gleiche qualitative Ergebnis: Das Beispiel von Abbildung 1 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 2.

c) In einer Doktorarbeit [3] 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 elektropolierten und diamantpolierten Oberflächen war die Adhäsion grösser.

Schlussfolgerung: 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 Wärmeübertrager verwendet worden ist.



Abbildung 1: Testplättchen zur Untersuchung der Biofilmbildung in der Abwasserrinne

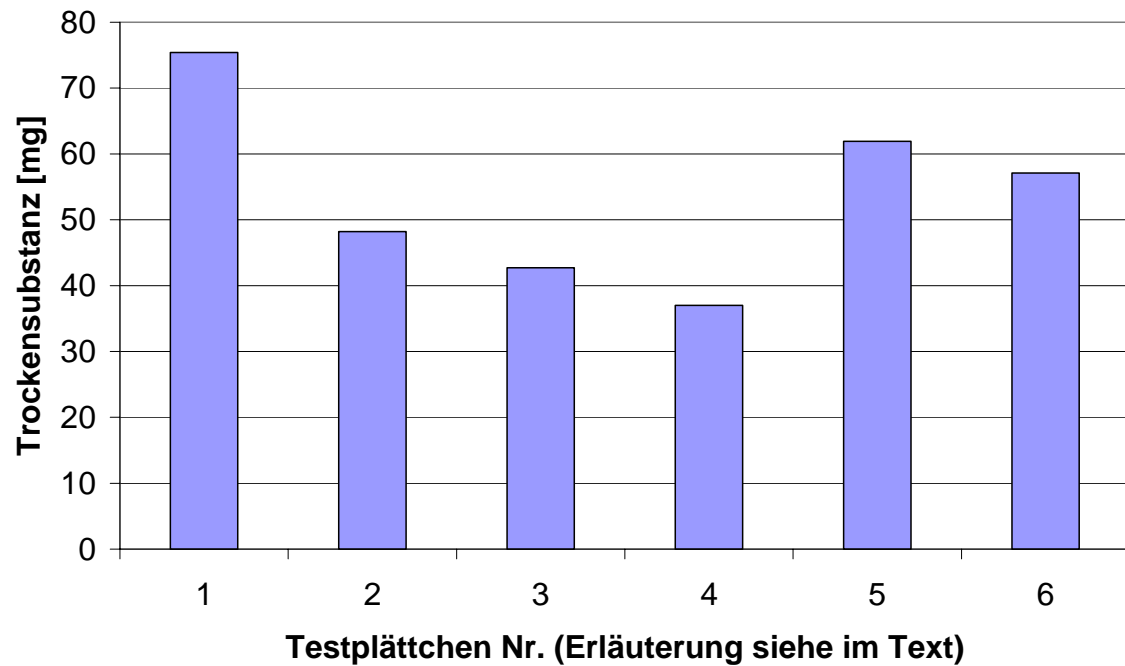


Abbildung 2: Biofilm auf den Testplättchen mit verschiedener Oberflächenbearbeitung nach der Exposition in der Abwasserrinne

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 1 aufgelistet.

Tabelle 1: Beschichtete Testplättchen und nach der Exposition in der Abwasserrinne gemessene Kontaktwinkel (KW) und Trockensubstanzwerte (TS)

| Exp. Nr. | Testplättchen Code | KW [grad] | TS [mg] | Beschichtung Bezeichnung | Hersteller |
|----------|--------------------------------------|-----------|---------|--------------------------|------------|
| 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 (elektropoliert 3 min) | 84 | 46,3 | | 5) |
| | Unbeschichtet (elektropoliert 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

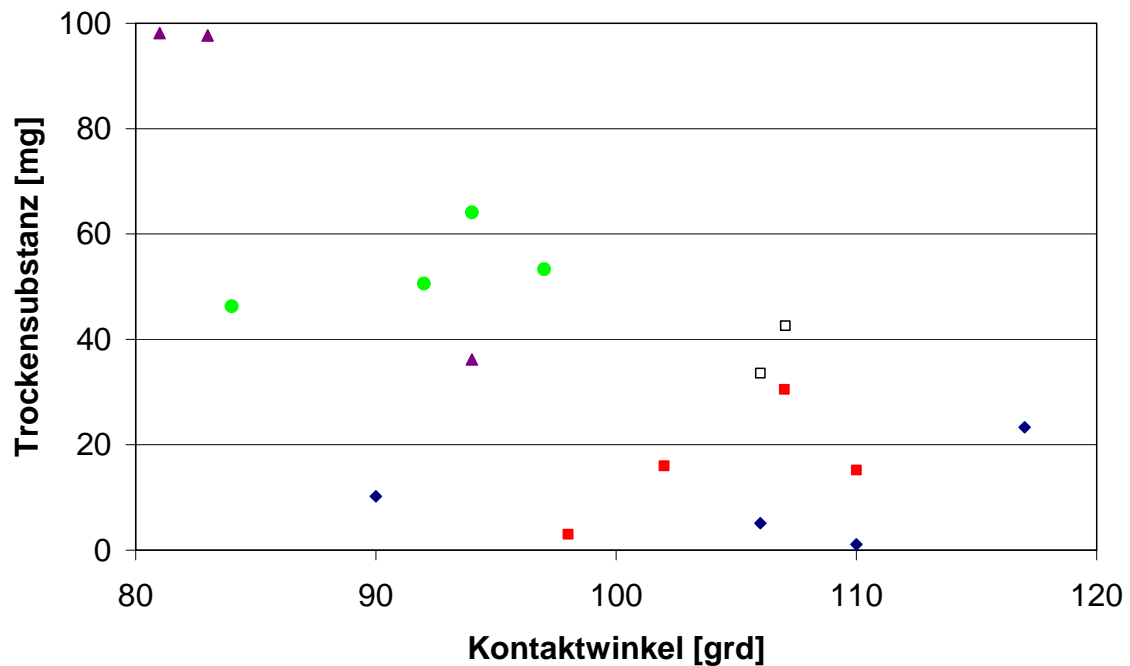


Abbildung 3: Nach der Exposition in der Abwasserrinne auf den unterschiedlich beschichteten Testplättchen vorhandener Biofilm aufgetragen über den Kontaktwinkel

Gemachte Beobachtungen: Die in Tabelle 1 aufgelisteten Messwerte sind in Abbildung 3 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 3 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 Abwasser-rinne. Die Auswertung der REM-Aufnahmen ist noch im Gang. Abbildung 4 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.

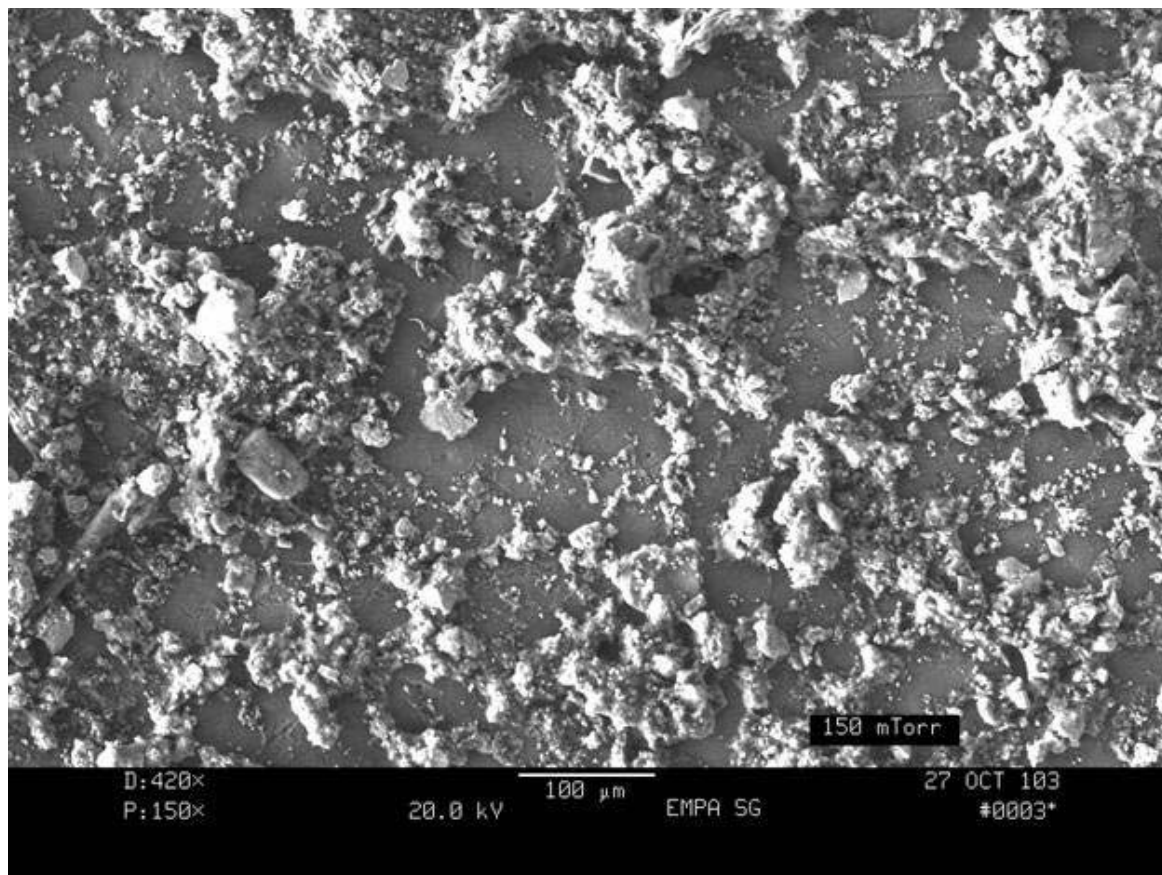
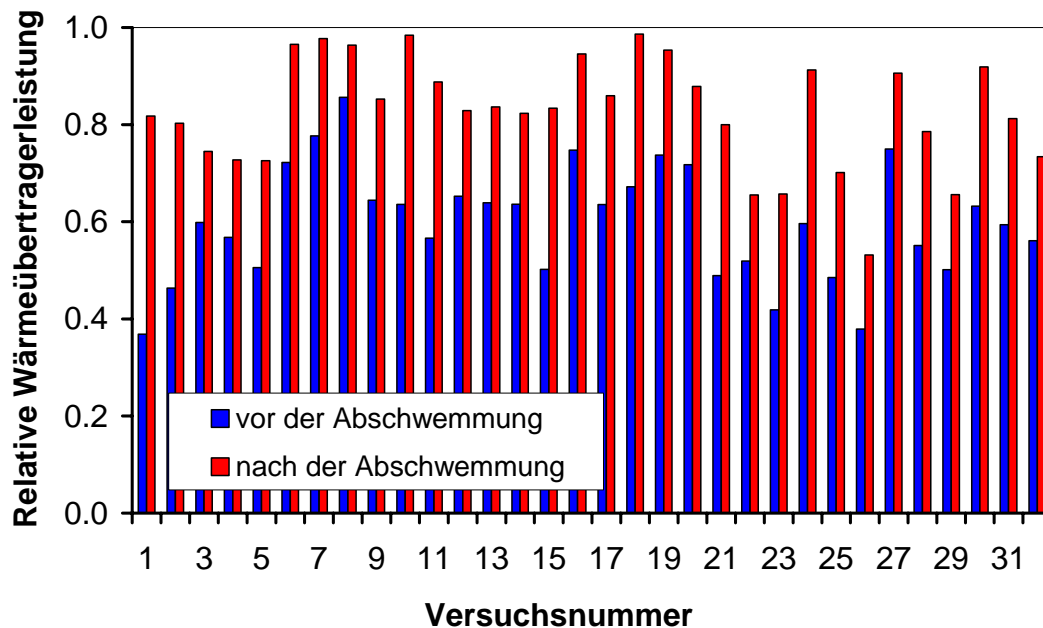


Abbildung 4: REM-Aufnahme der Oberfläche eines Testplättchens nach der Abschwemmung

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

3. Variation der Fließgeschwindigkeit

Durchgeführte Arbeiten: Vorbehandeltes Abwasser wurde über den in die Abwasserrinne eingebauten Wärmeübertrager [2] 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 Wärmeübertragers 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 Wärmeübertragerleistung erneut gemessen, und der Wärmeübertrager gereinigt, oder der Versuch weiter laufen gelassen. Von Februar bis November 2003 wurden diese Versuche, mit gereinigtem und ungereinigtem Wärmeübertrager, 32 mal wiederholt.



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

Abbildung 5: Relative Wärmeübertragerleistung vor und nach der Abschwemmung des Biofilms

Gemachte Beobachtungen: Abbildung 5 zeigt die Leistung des Wärmeübertragers mit Biofilm bezogen auf die Leistung des unverschmutzten Wärmeübertragers. Im Mittel beträgt die relative Wärmeübertragerleistung 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 Wärmeübertragerleistung dennoch ausnahmslos in allen Versuchen zu beobachten war. Einige Versuchsnummern geben an, dass eine neue Serie von Versuchen begonnen wurde, was gleichbedeutend ist damit, dass die Versuche mit gereinigtem Wärmeübertrager gestartet wurden. Innerhalb einer Versuchsserie nimmt die Leistung des Wärmeübertragers in fast allen Fällen ab (Abb. 5).

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

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.



Abbildung 6: Störung des Strömungsfeldes in der Abwasserrinne durch eingebauten Plexiglassteg

Gemachte Beobachtungen: In der rechten unteren Ecke von Abbildung 6 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 Wärmeübertrageroberfläche auch nach 6 Tagen Biofilmwachstum noch sichtbar ist.

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

EINFLUSS DER ABWASSEITEMPERATUR AUF DEN KLÄRANLAGENBETRIEB

Von den in der Kläranlage ablaufenden Prozessen sind vor allem die Nitrifikation und die Denitrifikation von der Temperatur abhängig. Im letzten Jahresbericht [1] ist diese Abhängigkeit beschrieben worden, allerdings erst für den statischen Fall, d. h. für den Fall von zeitlich nicht ändernden Zulaufmengen und -temperaturen. Zu untersuchen waren deshalb noch dynamische Situationen mit zeitlichen Veränderungen im Zulauf und deren Auswirkungen auf die Nitrifikationsleistung der Kläranlage. Für diese Untersuchungen wurden im Winter 2002/03 neben den laufend registrierten Daten von Mitarbeitern der Kläranlage Werdhölzli in Zürich in verdankenswerter Weise noch zusätzliche Messgrößen erhoben, die dann im Rahmen dieses Projekts ausgewertet werden konnten.

1. Kurzfristige Schwankungen der Zulauftemperatur

Die Temperaturen im Zulauf und im Ablauf der Kläranlage 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 Kläranlage, werden diese Schwankungen stark gedämpft. Wie das Beispiel von Abbildung 7 zeigt, liegen die Tagesschwankungen der Ablauftemperatur nur noch in einer Größenordnung von 0,5 °C. Im Weiteren ist aus der Abbildung zu ersehen, dass die Ablauftemperatur um 0,5

bis 1 °C höher liegt als die mittlere Zulauftemperatur. Die Vorgänge in der Kläranlage (Zudosierung von warmem Faulwasser, Produktion von Bioenergie, Belüftung mit warmer Luft) führten dem Abwasser demnach netto Wärme zu.

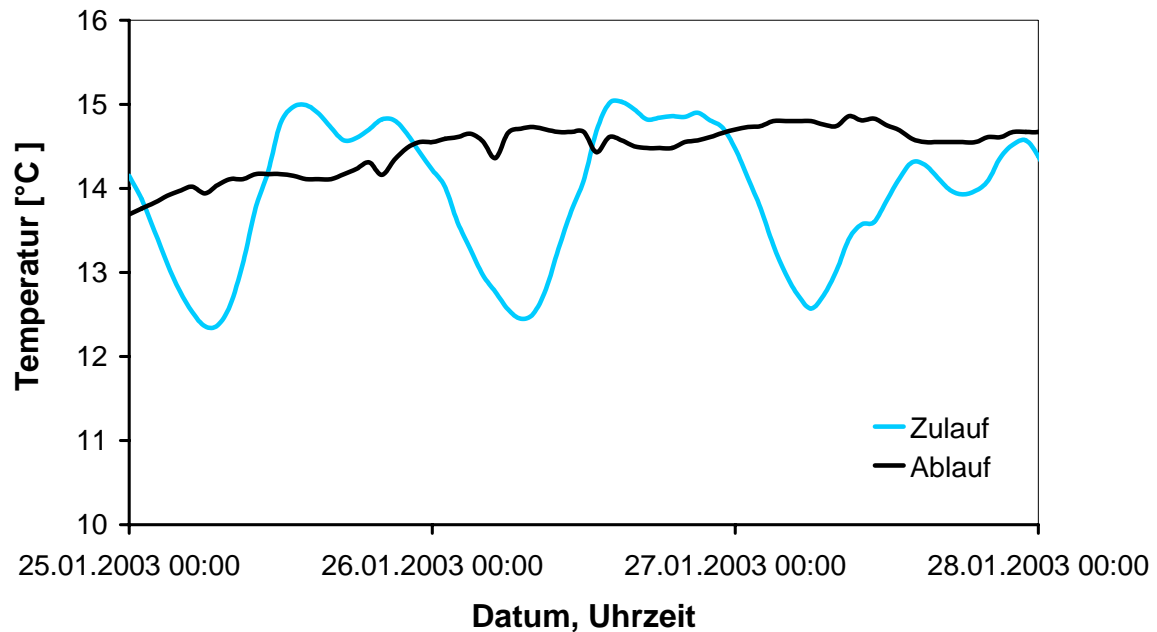


Abbildung 7: Trockenwetterwerte der Zulauf- und Ablauftemperatur der Kläranlage Werdhölzli in Zürich vom 25. bis 27. Januar 2003

Die Situation bei Regenwetter ist in Abbildung 8 dargestellt, die einen der massivsten, im Winter 2002/03 beobachteten Einbrüche der Zulauftemperatur zeigt. Auch hier hatte die Dämpfung in der Kläranlage einen starken Effekt; die mittleren Ablauftemperaturen liegen um mehrere °C über den Tiefstwerten der Zulauftemperatur.

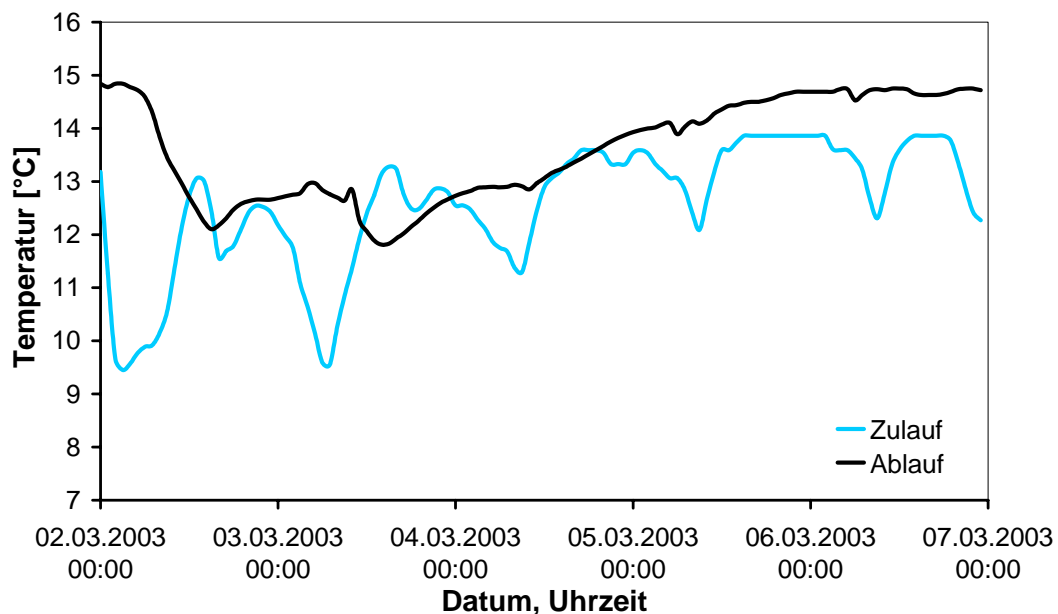


Abbildung 8: Temperaturen nach einem Regenereignis im Zulauf und im Ablauf der Kläranlage Werdhölzli in Zürich vom 2. bis 6. März 2003

Schlussfolgerung: Die Temperatur im Belebungsbecken, wo die biologischen Prozesse stattfinden, ist in etwa gleich der Temperatur im Ablauf der Kläranlage. Demnach bedeutet der Temperaturausgleich in der Kläranlage, 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 Kläranlagenbetrieb jedoch umso unbedenklicher, je grösser die Sicherheit der Kläranlage gegen ein Überschreiten der Ammoniumkonzentration im Ablauf ist.

2. Überschreiten des Ammoniumgrenzwerts im Ablauf

Durchgeführte Arbeiten: Als Ergänzung zur Ammonium (NH_4) – Messung im Ablauf der Kläranlage wurden 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 Kläranlage mit einem kalibrierten mathematischen Stickstoffeliminationsmodell zu simulieren [4]. In dieses Modell wurde noch die Temperatur als Variable eingebaut. Ohne weitere Kalibrierung zeigten die Simulationen eine sehr gute Übereinstimmung mit den Messdaten (Abb. 9). Die simulierten NH_4 -Konzentrationen sind hier etwas höher als die gemessenen, weil bei den Modellrechnungen der Filter nicht berücksichtigt werden konnte, durch den die NH_4 -Konzentration nochmals um maximal 1 mg/l reduziert werden kann [5].

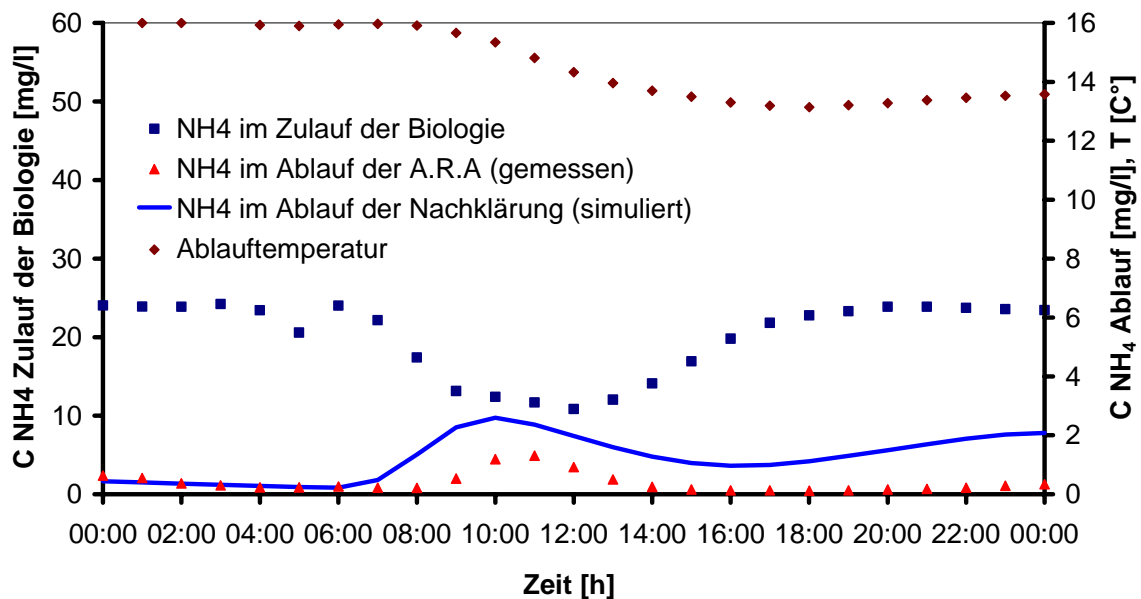


Abbildung 9: Gemessene Ablauftemperatur, NH_4 -Konzentration im Zulauf und Ablauf, sowie simulierte NH_4 -Konzentration im Ablauf der Nachklärung der Kläranlage Werdhölzli in Zürich am 2. April 2003

Mit dem Modell konnte nun der Zusammenhang zwischen Temperatur und Nitrifikationsleistung näher untersucht werden: Wenn im Beispiel von Abbildung 9 mit einer um 1 °C tieferen Temperatur gerechnet wurde, stieg die maximale NH_4 -Konzentration im Ablauf um rund 0,5 mg/l an. Solche Simulationen sagen jedoch nur etwas aus über die jeweils betrachtete Situation. Deshalb wurde nach einer etwas allgemeineren Darstellung der Ergebnisse der Modellrechnungen gesucht.

Es wurde eine Kläranlage für 20000 Einwohnergleichwerte definiert, mit einem totalen Beckenvolumen von 3200 m³ und einem vorgeschalteten Denitrifikationsvolumen von 22%. Das auf das

Belebungsbeckenvolumen bezogene totale Schlammalter wurde mit 13 Tagen und das aerobe Schlammalter mit 10 Tagen angenommen. Mit einem typischen Trockenwettertagesgang für die NH_4 -Zuflusskonzentration und den Volumenstrom (Abb. 10) wurden für verschiedene Temperaturen die mit dem Zufluss gewichteten Tagesmittelwerte der NH_4 -Konzentration im Ablauf der Nachklärung gerechnet. Die Ablaufkonzentrationen wurden in Abbildung 11 aufgetragen in Abhängigkeit vom Sicherheitsfaktor gegen das Auswaschen der nitrifizierenden Bakterien für den mittleren Belastungsfall (50%) und den 80%-Lasttag (Belastung, die in 80% der Tage nicht überschritten wird). Für den 50%- und den 80%-Lasttag betrugen der mittlere Volumenstrom für diese Rechnungen $Q_{\text{mittel}} = 8000$ resp. $9000 \text{ m}^3/\text{d}$, sowie die mittleren NH_4 -Konzentrationen $C_{\text{NH}_4, \text{mittel}} = 21,6$ resp. $25 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$. Der Sicherheitsfaktor ist dabei gleich der maximalen netto Wachstumsgeschwindigkeit der Nitrifikanten, $\mu_{\text{max, netto}} [\text{d}^{-1}] = 0,2 \cdot \exp(0,106 \cdot (T[\text{°C}] - 10))$, multipliziert mit einem aeroben Schlammalter von 10 Tagen.

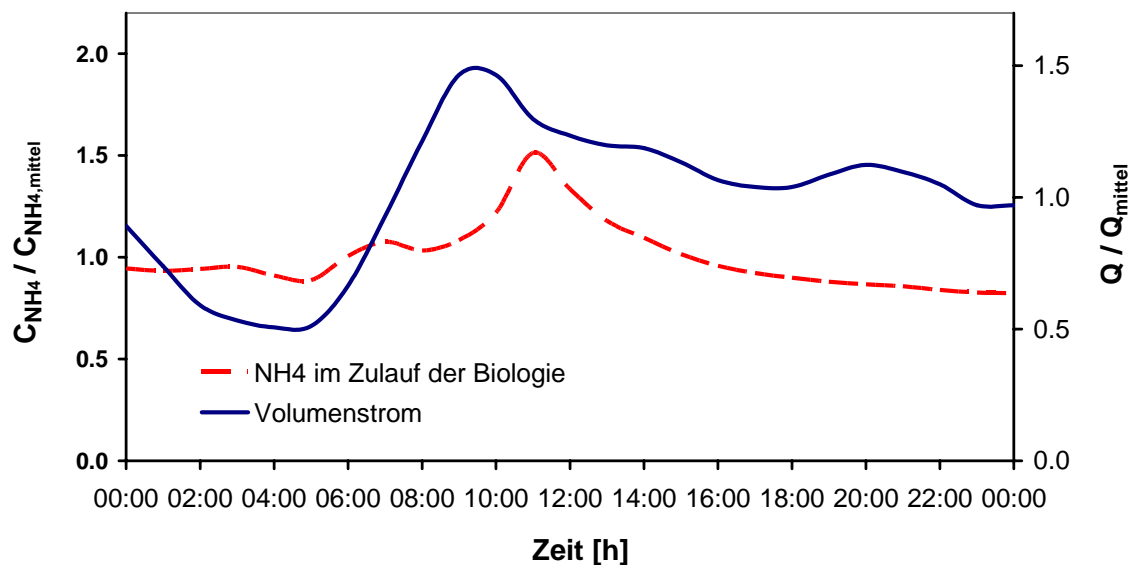


Abbildung 10: Tagesgang des Volumenstroms und der NH_4 -Zuflusskonzentration der für die Modellrechnungen definierten Kläranlage

Schlussfolgerung: Aus Abbildung 11 ist ersichtlich, dass sich bei dem üblicherweise gewählten aeroben Schlammalter von 10 Tagen und einer Temperatur von 10°C eine zweifache Sicherheit gegen das Auswaschen der Nitrifikanten ergibt. Trotzdem wird bei diesem Schlammalter der in der Gewässerschutzverordnung vorgeschriebene Ammoniumablaufwert für nitrifizierende Kläranlagen von $2 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$ leicht überschritten. Es ist jedoch zu bedenken, dass der 80% Lasttag und eine tiefe Temperatur von 10°C selten zusammen auftreten, und dass daher die Überschreitung in weniger als 5% der Tage eines Jahres vorkommt. Die Gewässerschutzverordnung verlangt, dass je nach Anlagengrösse die $2 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$ in 10-20% der Tage eines Jahres nicht überschritten werden dürfen. Um das Potential einer möglichen Wärmeentnahme abzuschätzen, müssen für eine Kläranlage das aerobe Schlammalter im Winter, die Ammoniumzulaufkonzentrationen, die Ammoniumablaufkonzentrationen und die tiefsten Ablauftemperaturen, die meist zwischen Mitte Januar und Mitte März auftreten, bekannt sein. Mit Hilfe dieser Grössen, des daraus berechneten Sicherheitsfaktors und Abbildung 11 kann dann unter Berücksichtigung des Ammoniumablaufgrenzwerts die zulässige Temperaturabsenkung durch Wärmeentnahme abgeschätzt werden.

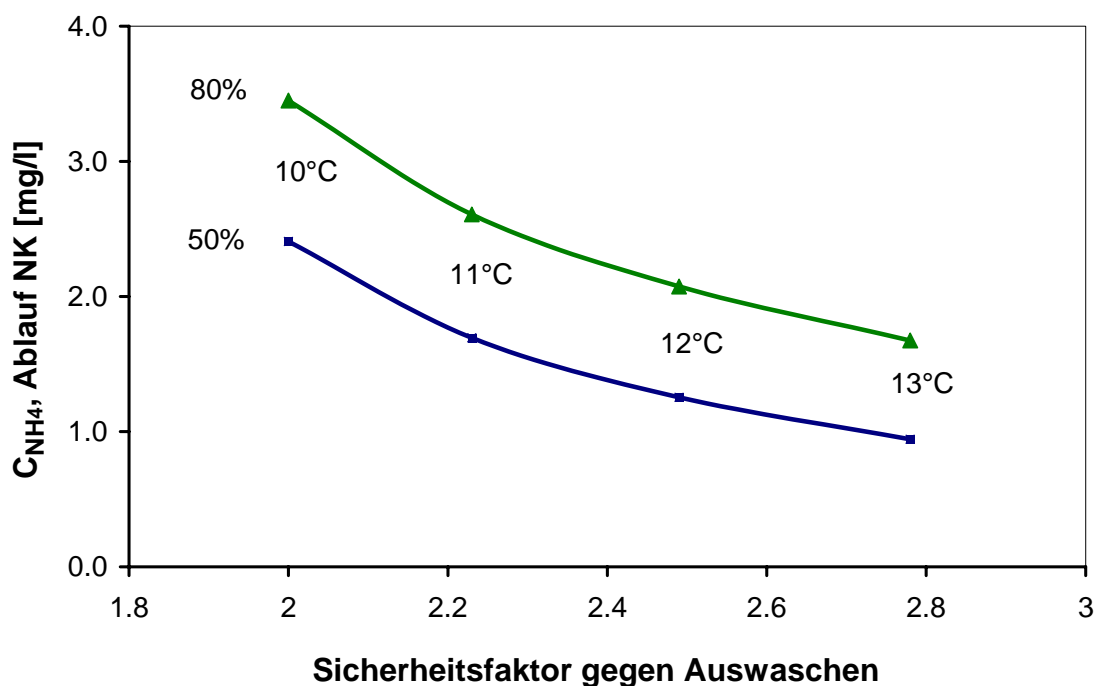


Abbildung 11: Durchflussgewichteter Tagesmittelwert der NH_4 -Konzentration im Ablauf der Nachklärung der für die Modellrechnungen definierten Kläranlage für 20'000 EW dargestellt in Abhängigkeit vom Sicherheitsfaktor gegen Auswaschen der Nitrifikanten für den 50%- und den 80%-Lasttag bei verschiedenen Temperaturen.

Nationale Zusammenarbeit

Keine Zusammenarbeit

Internationale Zusammenarbeit

Keine Zusammenarbeit

Bewertung 2003 und Ausblick 2004

Von den überprüften Massnahmen zur Verminderung der Verschmutzung der Wärmeübertrager erwies sich die gezielte Variation der Fließgeschwindigkeit als effektiv, während die weiteren überprüften Massnahmen keine Verbesserung erbrachten (andere Oberflächenbearbeitung), oder die Verbesserung nicht signifikant war (Oberflächenbeschichtungen) oder nicht quantifiziert werden konnte (Störung des Strömungsfeldes).

Auf Grund der in der Kläranlage Werdhölzli erhobenen Daten konnte gezeigt werden, dass kurzfristige Schwankungen der Zulauftemperatur die Reinigungsleistung der Kläranlage kaum beeinflussen. Die Quantifizierung des Zusammenhangs zwischen abgesenkter Zulauftemperatur und Einhaltung des vorgeschriebenen Ammoniumablaufgrenzwerts hat sich als schwierig erwiesen, weil er von einer ganzen Reihe von Betriebsgrößen abhängt. Mit Modellrechnungen konnte dieser Zusammenhang jedoch für eine mittlere Kläranlage aufgezeigt werden, und es wurde eine Prozedur vorgeschlagen, mit welcher der Effekt einer Temperaturabsenkung abgeschätzt werden kann.

Bis zum Abschluss des Projekts Ende Februar 2004 sollen die noch unverarbeiteten Messdaten ausgewertet und zwei Publikationen vorbereitet werden.

Referenzen

- [1] **Internetsite des Forschungsprogramms www.waermepumpe.ch/fe.** Jahresbericht 2002 des Projekts „Wärmerückgewinnung aus Abwassersystemen“. http://www.waermepumpe.ch/fe/Wa_WQA_JaBe02.pdf
- [2] **Internetsite des Forschungsprogramms www.waermepumpe.ch/fe.** Zwischenbericht 2003 des Projekts „Wärmerückgewinnung aus Abwassersystemen“. http://www.waermepumpe.ch/fe/PWAA_ZBApril03.pdf
- [3] E. Medilanski: ***Adhesion and establishment of Desulfovibrio desulfuricans on bio-film-covered steel under oxic conditions***. Doktorarbeit Nr. 2584, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, 2002.
- [4] G. Koch, M. Kühni, W. Gujer and H. Siegrist: ***Calibration and validation of activated sludge model number 3 for Swiss municipal wastewater***, Wat. Res., 34, nr. 14, pp. 3580-3590, 2000.
- [5] G. Koch, H. Siegrist und W. Gujer: ***Denitrifikation mit Methanol in der Flockungsfiltration der Kläranlage Werdhölzli***. Untersuchung der Denitrifikation und der biologischen Phosphorelimination auf den Kläranlagen Werdhölzli und Neuguet, 1996.