

**Band I**

# **Optimierung einer Belebungsanlage mit Membranfiltration**

## **Abschlussbericht**

für das  
Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft  
und Verbraucherschutz (MUNLV)  
des Landes Nordrhein-Westfalen

### **Erftverband Bereich Abwassertechnik**

Bereichsleiter: Dipl.-Ing. Norbert Engelhardt

Abteilungsleiter: Dr.-Ing. Henning Heidermann

### **Projektteam:**

Projektleitung: Dipl.-Ing. Kinga Drensla

Dynamische Simulation: Dipl.-Ing. Christoph Brepols

Betrieb: Dipl.-Ing. Andreas Janot

Bergheim, Oktober 2004

## **Beteiligte Institute:**

**Institut für Siedlungswasserwirtschaft  
Rheinisch-Westfälische  
Technische Hochschule Aachen**

**Institut WAR,  
Wasserversorgung und Grundwasserschutz,  
Abwassertechnik, Abfalltechnik,  
industrielle Stoffkreisläufe,  
Umwelt und Raumplanung  
Technische Universität Darmstadt**

**Institut für Verfahrenstechnik  
Rheinisch-Westfälische  
Technische Hochschule Aachen**

**Institut für Siedlungswasserwirtschaft  
Technische Universität Braunschweig**

**IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser  
Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH  
Institut an der Universität Duisburg - Essen**

## INHALTSVERZEICHNIS

### I. KLÄRANLAGE RÖDINGEN - GRUNDLAGEN

|     |  |   |
|-----|--|---|
| 1   | <b>KLÄRANLAGE RÖDINGEN – GRUNDLAGEN</b> .....  | 2 |
| 1.1 | VERANLASSUNG.....  | 2 |
| 1.2 | BEMESSUNGSDATEN .....  | 3 |
| 1.3 | AUSLASTUNG DER ANLAGE : IST-ZUSTAND .....  | 4 |
| 1.4 | VERFAHRENSTECHNIK.....   | 5 |
| 1.5 | KOSTEN .....   | 6 |
| 1.6 | UNTERSUCHUNGSPROGRAMM FÜR DIE BETRIEBSOPTIMIERUNG DES<br>MEMBRANBELEBUNGSVERFAHRENS..... | 6 |
| 1.7 | UNTERSUCHUNGSZIELE .....   | 7 |
| 1.8 | CHRONOLOGISCHE DARSTELLUNG DES KLÄRANLAGENBETRIEBES VON JUNI<br>1999 BIS ENDE 2003 ..... | 8 |
| 1.9 | DURCHGEFÜHRTE OPTIMIERUNG DER VERFAHRENSTECHNIK .....                                    | 9 |

### II. BELEBUNGSVERFAHREN

|         |   |    |
|---------|---|----|
| 1       | <b>REINIGUNGSLEISTUNG EINER MEMBRANBELEBUNGSANLAGE IN<br/>ABHÄNGIGKEIT DER ABWASSERBESCHAFFENHEIT UND<br/>ZULAUFWASSERMENGE</b> ..... | 13 |
| 1.1     | ZULAUFWASSERMENGE .....   | 13 |
| 1.2     | CSB- (BSB <sub>5</sub> )-ZULAUF UND ABLAUFKONZENTRATIONEN .....   | 14 |
| 1.3     | STICKSTOFFELIMINIERUNG.....   | 17 |
| 1.4     | PHOSPHORELIMINIERUNG .....  | 19 |
| 1.4.1   | PHOSPHTAUFNAHMEVERMÖGEN DES BELEBTSCHLAMMES.....  | 21 |
| 1.4.1.1 | ÜBERBLICK ÜBER DIE DURCHGEFÜHRTEN BATCHVERSUCHE.....  | 21 |
| 1.4.1.2 | ELEMENTARANALYSE DES BELEBTSCHLAMMES UND DES SCHAUMES .....   | 22 |
| 1.4.1.3 | BILANZIERUNG VON EISEN (FE), ALUMINIUM (AL) UND PHOSPHOR (P) .....  | 23 |
| 1.4.1.4 | ERGEBNISSE DER BILANZIERUNG VON FE, AL UND P .....  | 25 |
| 1.4.1.5 | MIKROSKOPISCHE UNTERSUCHUNGEN .....   | 26 |
| 1.4.1.6 | MIKROSKOPISCHER NACHWEIS DER INTRAZELLULÄREN<br>POLYPHOSPHATGRANULA .....   | 30 |
| 1.4.1.7 | ERGEBNISSE DER UNTERSUCHUNG .....   | 32 |
| 2       | <b>SAUERSTOFFMESSUNG</b> .....  | 34 |
| 2.1     | EINFLUSS DER SAUERTSTOFFVERSCHLEPPUNG AUF DIE DENITRIFIKATION .....   | 34 |
| 2.1.1   | BETRACHTUNG DER VORGESCHALTETEN DENITRIFIKATION.....  | 40 |
| 2.1.2   | BETRACHTUNG DER SIMULTANEN DENITRIFIKATION .....  | 41 |
| 2.2     | EINFLUSS DER REZIRKULATIONSRATE AUF DIE EINDICKUNG IM FILTERBECKEN .....  | 42 |
| 2.3     | VISKOSITÄT DES BELEBTEN SCHLAMMES.....  | 43 |
| 2.4     | SAUERSTOFFEINTRAGSMESSUNGEN IM FILTERBECKEN UND BIO-REAKTOR.....  | 45 |

---

|          |   |    |
|----------|---|----|
| <b>3</b> | <b>ÜBERSCHUSSSCHLAMMPRODUKTION UND SCHLAMMEIGENSCHAFTEN</b> .....                             | 50 |
| 3.1      | ENTWÄSSERUNGSVERHALTEN VON MEMBRANBELEBTSCHLÄMMEN DER<br>KLÄRANLAGE RÖDINGEN.....             | 50 |
| 3.2      | ENTWÄSSERUNGSVERSUCHE.....  | 51 |
| 3.3      | BESTIMMUNG DER WASSERANTEILE .....  | 53 |
| 3.4      | SCHLAMMKONDITIONIERUNG .....  | 56 |
| 3.5      | EXTRAZELLULÄRE POLYMERE SUBSTANZEN (EPS) .....  | 58 |
| 3.6      | PARTIKELGRÖßENVERTEILUNG .....  | 59 |
| 3.7      | BESTIMMUNG DER RHEOLOGISCHEN EIGENSCHAFTEN .....  | 61 |
| 3.8      | BILANZIERUNG DES SCHLAMMANFALLS.....  | 63 |
| 3.8.1    | THEORETISCHER FESTSTOFFANFALL AUS DEM ABBAU DER ORGANISCHEN<br>STOFFE (ÜS <sub>C</sub> )..... | 64 |
| 3.8.2    | THEORETISCHER FESTSTOFFANFALL AUS DER PHOSPHATFÄLLUNG.....                                    | 65 |
| 3.8.3    | VERGLEICH VON THEORETISCHEM UND GEMESSENEN FESTSTOFFANFALL.....                               | 65 |
| 3.9      | ERGEBNISSE DER UNTERSUCHUNG .....   | 66 |
| <b>4</b> | <b>MIKROSKOPISCHES BILD DES SIEBGUTES</b> .....   | 67 |

## I. Kläranlage Rödingen - Grundlagen



## 1 Kläranlage Rödingen – Grundlagen

### 1.1 Veranlassung

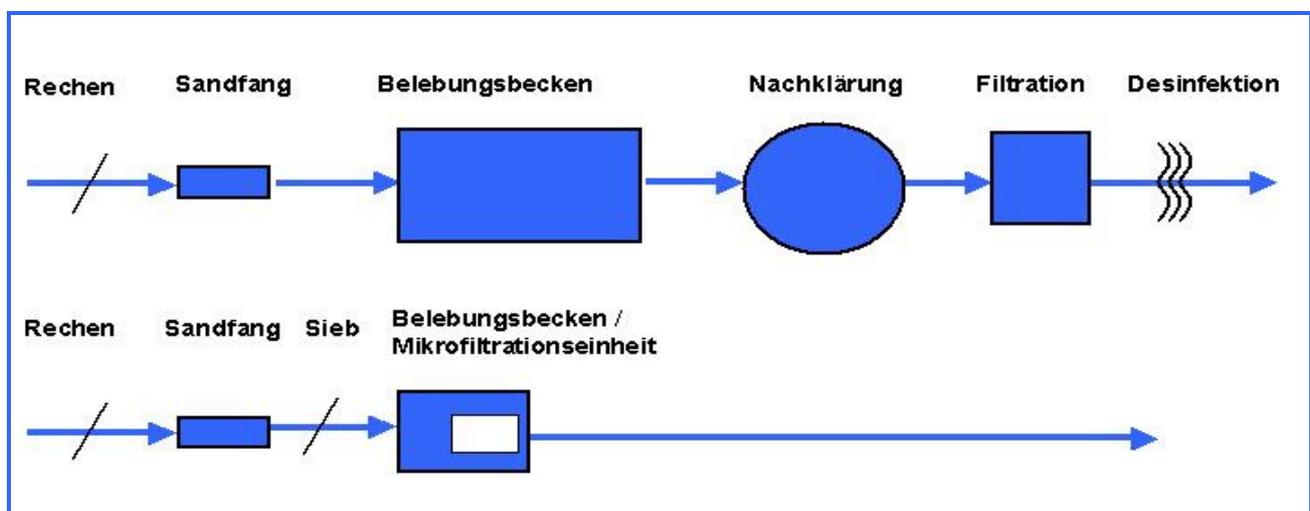
Das Einzugsgebiet der Kläranlage Rödingen umfasst ein überwiegend ländlich geprägtes Gebiet, in dem gewerbliche oder industrielle Abwassereinleitungen nicht vorhanden sind. Bergbaulich bedingte Grundwasserabsenkungen verhindern, dass der Vorfluter Kontakt mit dem Grundwasser hat. Besonders in Trockenzeiten fließt kaum Wasser oberhalb der Kläranlage. Deshalb besteht ein wesentlicher Teil der Wasserführung des Gewässers aus dem Ablauf der Kläranlage Rödingen.

Strenge Anforderungen der Bezirksregierung Köln an das Einleiten von Abwasser aus der Kläranlage Rödingen in den Finkelbach haben den Erftverband zu einer Sanierungsplanung veranlasst. Da ein konventioneller Ausbau nicht wirtschaftlich herzustellen war, hat der Verband nach einer innovativen Lösung gesucht.

Im Jahr 1996 startete der Erftverband einen fünfmonatigen Pilotversuch unter Verwendung des Membranbelebungsverfahrens, der als Grundlage für den Neubau der Kläranlage Rödingen diente.

Die Kläranlage Rödingen wurde als Membranbelebungsanlage für eine Ausbaugröße von 3.000 EW geplant. Nach Genehmigung der Planung wurde im Mai 1998 mit dem Bau der Anlage begonnen. Auf dem Gelände des alten Klärwerkes wurden alle Bauteile neben der alten Anlage neu errichtet. Bereits im Juni 1999 konnte die mit einer Investitionsförderung des Landes Nordrhein-Westfalen gebaute neue Membranbelebungsanlage offiziell in Betrieb genommen werden. Sie war damit die erste kommunale Kläranlage auf dem europäischen Kontinent, die das Belebungsverfahren mit einer Membranfiltration kombinierte.

Bei dieser Verfahrenstechnik kann das Belebungsbecken mit extrem hohem Trockensubstanzgehalt (bis zu 15 g/l) betrieben wurde, da die Nachklärung durch eine Mikrofiltration (Membran) ersetzt ist. Damit ist diese Verfahrenstechnik wesentlich platzsparender als eine konventionelle Kläranlage mit weitergehender Abwasserreinigung. Die Abb. 1-1 zeigt den Vergleich des Membranbelebungsverfahrens mit dem konventionellen Belebungsverfahren und anschließender Filtration.



**Abb. 1-1: Vergleich einer konventionellen Abwasserreinigungsanlage mit einer Membranbelebungsanlage**

Ziel der Untersuchung war, die biologische Leistungsfähigkeit sowie die Zusammensetzung der hoch konzentrierten Biomasse zu erkunden. Im weiteren Verlauf des Forschungsvorhabens sollten die ersten Parameter für die Bemessung von Membranbelebungsanlagen formuliert werden.

Das Vorhaben wurde vom Erftverband in Zusammenarbeit mit folgenden Institutionen durchgeführt:

- Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen (ISA)
- Institut für Wasserversorgung, Abwassertechnik u. Raumplanung (WAR) der Technischen Universität Darmstadt
- Institut für Verfahrenstechnik der RWTH Aachen (IVT)
- Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig
- IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser, Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH, Institut an der Universität Duisburg-Essen
- ANALYTIS Gesellschaft für Laboruntersuchungen bR, Wesseling
- Institut Fresenius GmbH, Ludwigshafen
- Analytisches Labor, Aachen
- Wasserlaboratorien Roetgen GmbH

## 1.2 Bemessungsdaten

Die Kläranlage wurde auf der Basis folgender technischer Daten dimensioniert:

### Bemessungswerte

|   |       |                           |
|---|-------|---------------------------|
| ■ angeschlossene Einwohner und Einwohnergleichwerte | EW    | 3.000 E                   |
| ■ Jährlicher Abwasserzufluss                        | $Q_a$ | 300.000 m <sup>3</sup> /a |
| ■ Trockenwetterzufluss                              | $Q_t$ | 56 m <sup>3</sup> /h      |
| ■ max. Mischwasserzufluss                           | $Q_m$ | 135 m <sup>3</sup> /h     |

### Tagesfrachten

|                                  |                  |          |
|----------------------------------|------------------|----------|
| ■ Chemischer Sauerstoffbedarf    | CSB              | 423 kg/d |
| ■ Biochemischer Sauerstoffbedarf | BSB <sub>5</sub> | 216 kg/d |
| ■ Kjeldalstickstoff              | TKN              | 40 kg/d  |

|                         |                  |          |
|-------------------------|------------------|----------|
| ■ Phosphor              | P <sub>ges</sub> | 10 kg/d  |
| ■ Abfiltrierbare Stoffe | AFS              | 252 kg/d |

**Überwachungswerte**

|  |                    |          |
|--|--------------------|----------|
| ■ Chemischer Sauerstoffbedarf            | CSB                | 35 mg/l  |
| ■ Biochemischer Sauerstoffbedarf         | BSB <sub>5</sub>   | 8 mg/l   |
| ■ Ammoniumstickstoff ( <i>bei 5 °C</i> ) | NH <sub>4</sub> -N | 2 mg/l   |
| ■ Phosphor, gesamt                       | P <sub>ges</sub>   | 0,5 mg/l |
| ■ Organische Halogenverbindungen         | AOX                | 50 µg/l  |

**1.3 Auslastung der Anlage: Ist-Zustand**

Nach der Sanierung des Kanalnetzes und Bau eines Regenüberlaufbeckens vor der Kläranlage wurde folgende hydraulische und frachtmäßige Belastung ermittelt:

**Auslastung der Anlage - Ist-Zustand**

|                              |                |                           |
|------------------------------|----------------|---------------------------|
| ■ angeschlossene EZ + EGW    | EW             | 2.700 E                   |
| ■ Jährlicher Abwasserzufluss | Q <sub>a</sub> | 205.000 m <sup>3</sup> /a |
| ■ Trockenwetterzufluss       | Q <sub>t</sub> | 50 m <sup>3</sup> /h      |
| ■ max. Mischwasserzufluss    | Q <sub>m</sub> | 135 m <sup>3</sup> /h     |

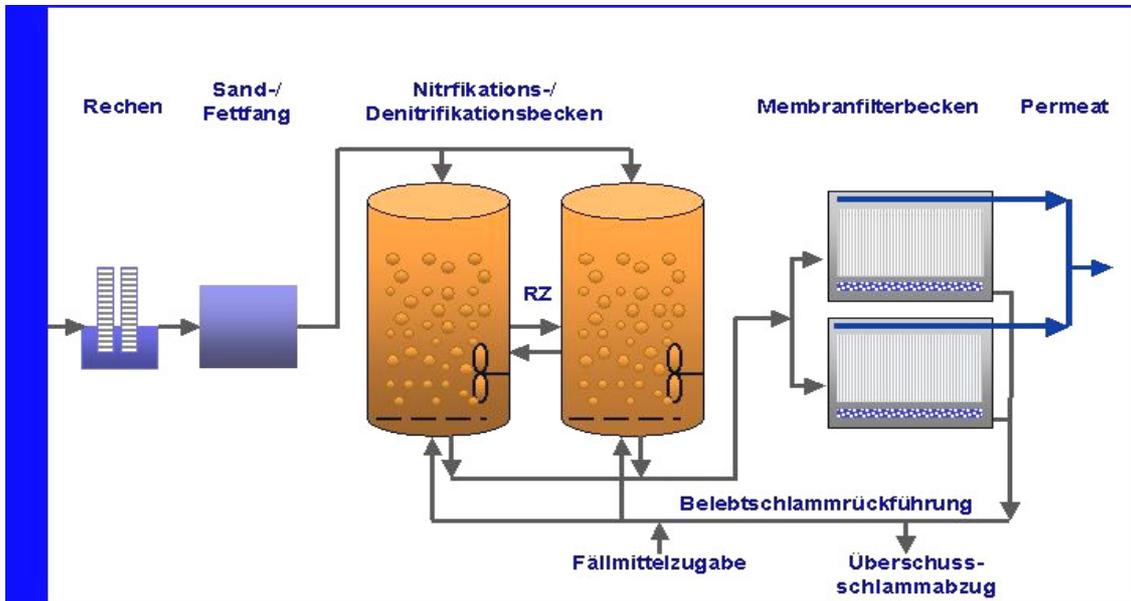
**Tagesfrachten**

|                                  |                  |          |
|----------------------------------|------------------|----------|
| ■ Chemischer Sauerstoffbedarf    | CSB              | 326 kg/d |
| ■ Biochemischer Sauerstoffbedarf | BSB <sub>5</sub> | 124 kg/d |
| ■ Kjeldalstickstoff              | TKN              | 35 kg/d  |
| ■ Phosphor                       | P <sub>ges</sub> | 7 kg/d   |
| ■ Abfiltrierbare Stoffe          | AFS              | 273 kg/d |

Die o.g. Werte sind Mittelwerte. Z. Zt. sind 2.210 Einwohner angeschlossen.

## 1.4 Verfahrenstechnik

Die neue Anlage wurde mit redundanten Rechen, zwei Bioreaktoren und zwei Membranfilterkammern ausgebaut. Das Verfahrensschema der Abwasserreinigung zeigt Abb. 1-2.



**Abb. 1-2: Verfahrensschema der Kläranlage Rödingen (1999)**

### Rechenanlage

Feinrechen mit zwei Filterstufenrechen, Stababstand 3 mm  
 Rechengutwaschpresse

### Sandfang

Belüfteter Sandfang mit seitlich angeordneter Fettfangrinne

### Sandklassierer

Länge: 11,00 m  
 Höhe: 1,75 m  
 Breite: 1,00 m

### Belebungsbecken

Zwei Rundbecken (je 200 m<sup>3</sup>) als Hochbehälter mit feinblasiger Druckbelüftung und Umwälzung durch Rührwerke,

Zwei Membranfilterbecken (je 40 m<sup>3</sup>)

|   |                    |
|---|--------------------|
| ■ Gesamtes Beckenvolumen                            | 480 m <sup>3</sup> |
| ● Nitrifikationsvolumen (incl. Membranfilterbecken) | 280 m <sup>3</sup> |
| ● Denitrifikationsvolumen                           | 200 m <sup>3</sup> |

## Belebtschlamm-siebung

|   |                      |
|---|----------------------|
| Siebanlage im Bypass zwischen Belebungsbecken und Membranfiltration | 0,5 mm               |
| Max. Durchsatzleistung  | 70 m <sup>3</sup> /h |

## Membranfiltration

Die Membranmodule, die seit 1999 in der Kläranlage Rödingen im Einsatz sind, bestehen aus Hohlfaserkapillarmembranen der Fa. Zenon mit folgenden Kennzahlen:

|   |                          |
|---|--------------------------|
| ■ 96 Filtermodule (ZeeWeed ZN 500 A) in 12 Kassetten angeordnet |                          |
| ■ Porenweite (nominal)  | 0,1 µm bzw. 0,04 µm      |
| ■ Gesamtfilterfläche (2N 500A)                                  | 4.416 m <sup>2</sup>     |
| ■ Gesamtfilterfläche ab 2003 (2N 500C)                          | 5.300 m <sup>2</sup>     |
| ■ max. Permeatfluss (brutto)                                    | 36 l/(m <sup>2</sup> xh) |
| ■ max. Permeatfluss ab 2003 (brutto)                            | 30 l/(m <sup>2</sup> xh) |

## 1.5 Kosten

Die Kosten der neu errichteten Kläranlage betragen:

|                            |                         |
|----------------------------|-------------------------|
| ■ Gesamtkosten             | 5,4 Mio DM (2,76 Mio €) |
| ■ davon Herstellungskosten | 5,0 Mio DM (2,56 Mio €) |

## 1.6 Untersuchungsprogramm für die Betriebsoptimierung des Membranbelebungsverfahrens

Am 15.01.1998 beantragte der Erftverband zum ersten Mal die Förderung der Optimierung des Betriebes der Kläranlage Rödingen in Form eines Forschungs- und Entwicklungsvorhabens beim Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen. Einen entsprechenden Zuwendungsbescheid erhielt der Erftverband am 29.06.1999.

Mit der Genehmigung v. 15.06.2001 des Ergänzungsantrages wurden die Untersuchungen um die weitergehende Optimierung des Membranbelebungsverfahrens unter Berücksichtigung nachhaltiger Membranreinigungsprozesse fortgeführt.

Zur Umsetzung der gewonnenen Erkenntnisse auf der Kläranlage Rödingen wurden am 24.09.2003 verschiedene bauliche und verfahrenstechnische Änderungen und Anpassungen durchgeführt, die ebenfalls finanziell gefördert wurden.

## 1.7 Untersuchungsziele

Folgende Untersuchungsziele lagen dem über einen Zeitraum von fast vier Jahren andauernden Projekt zu Grunde:

### Belebungsstufe

- Optimierung der Stickstoffelimination (Verfahrensweise, Rezirkulationen)
- Optimierung der Phosphorelimination (Fällmittel, Dosiermenge)
- Optimierung des TS-Gehaltes im belebten Schlamm
- Beschaffenheit des belebten Schlammes (mikroskopisches Bild)
- O<sub>2</sub>-Eintrag (Alphawert)
- Akkumulation von Schwermetallen und toxischen organischen Stoffen im belebten Schlamm
- Untersuchung der Kontaktzeiten des Abwassers mit dem Belebtschlamm
- Ermittlung der Sauerstoffverteilung im Belebungsbecken
- Bestimmung der optimalen Rückführ- und Rezirkulationsraten des sauerstoffangereicherten Belebtschlammes
- Auswirkung der Reinigungschemikalien auf die Biomasse (Nitrifikationshemmtest)
- Dynamische Simulation der biologischen Stufe

### Membranfiltration

- Permeatfluss in Abhängigkeit
  - der Temperatur
  - des TS-Gehaltes im Belebungsbecken
  - der Spülzyklen
  - des Membranalters
- Leistungsminderung und Schädigung der Membranen
  - durch mechanische Beanspruchung (Scherkräfte, Viskosität, Verzopfung)
  - durch stoffliche Beanspruchung (Fällungsprodukte, Öle, Fette, Haare, partikuläre Stoffe)
- Membrananalyse
  - Untersuchung der Membranbeschaffenheit in der Abhängigkeit von der Einsatzzeit
  - Untersuchung des Belags einer Hohlfasermembrane
  - Untersuchung zur Ermittlung der Foulingkomponenten
- Bewertung der Leistungsfähigkeit des Membranbelebungsverfahrens hinsichtlich der Rückhaltung

### Erfassung und Optimierung der Betriebskosten

- Personalkosten
- Stromkosten
- Stromverbrauch
  - mechanische Stufe
  - biologische Stufe
  - Membranfiltration
- Einsatz von Verbrauchsstoffen (Chemikalien, etc.)

## Untersuchung des Überschussschlammes

- Überschussschlammanfall
- Entwässerungsverhalten des Überschussschlammes
- Schadstoffaustrag über den Überschussschlamm

Während der Untersuchungen hat der Erftverband regelmäßig Informationsveranstaltungen durchgeführt, zu denen Vertreter der beteiligten Institutionen (Hochschulen, Hersteller, Analytiker) und der Aufsichtsbehörden eingeladen wurden. Im Rahmen dieser Veranstaltungen wurden die Zwischenergebnisse präsentiert.

## 1.8 Chronologische Darstellung des Kläranlagenbetriebes von Juni 1999 bis Ende 2003

Mit der Vergabe der Laborleistungen im November 1999 hat der Erftverband mit dem geplanten Untersuchungsprogramm begonnen.

Im ersten Untersuchungsjahr wurde unter Beibehaltung der vorgeschalteten Denitrifikation als Stickstoffeliminierungsstufe (s. Abb. 1-3) im wesentlichen die TS-Gehalte im Belebungsbecken variiert.

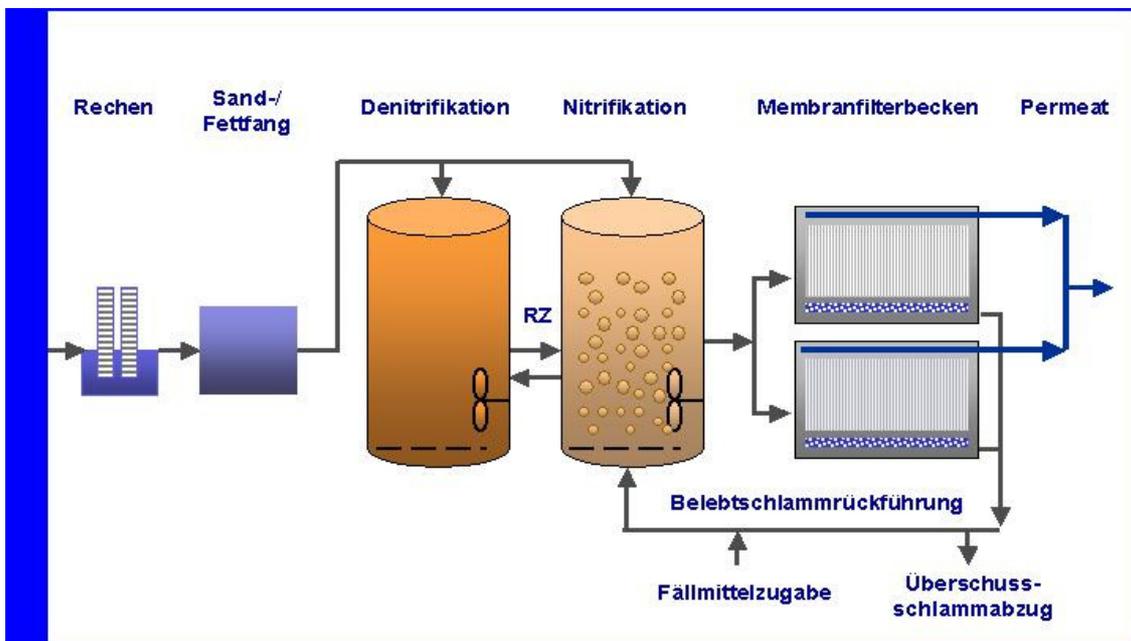


Abb. 1-3: Verfahrensschema der Kläranlage Rödingen während des ersten Untersuchungsjahres (1999/2000).

Da der Abwasserzufluss und das Beckenvolumen der großtechnischen Anlage nicht zu variieren war, ist mit einer Veränderung des TS-Gehaltes natürlich auch eine Änderung der Schlammbelastung verbunden. Sowohl die verschiedenen TS-Gehalte als auch die Abwassertemperatur wirken sich auf das hydraulische Leistungsverhalten der Membranen aus. Die Abwassertemperatur schwankte in den Untersuchungsphasen jah-

reszeitlich bedingt zwischen 6° C und 22° C. Für jeden TS-Gehalt war eine mindestens zweimonatige Betriebsphase geplant.

Es ergab sich folgender chronologischer Ablauf der Untersuchungen:

- ◆ **06/99 - 01/01 Vorgeschaltete Denitrifikation**
  - **06/99 - 12/99** TS-Gehalt im Belebungsbecken ca. 18 g/l (*Probetrieb mit möglichst hohem TS-Gehalt*)
  - **12/99 - 06/00** TS-Gehalt im Belebungsbecken ca. 12 g/l
  - **06/00 - 09/00** TS-Gehalt im Belebungsbecken ca. 9 g/l
  - **09/00 - 10/00** TS-Gehalt im Belebungsbecken ca. 6 g/l
  - **10/00 - 11/00** TS-Gehalt im Belebungsbecken ca. 12 g/l
  - **11/00 - 01/01** TS-Gehalt im Belebungsbecken ca. 15 g/l
  
- ◆ **01/01 - bis heute Intermittierende Denitrifikation**
  - **01/01 - 2004** TS-Gehalt im Belebungsbecken ca. 12 g/l

## **1.9 Durchgeführte Optimierung der Verfahrenstechnik**

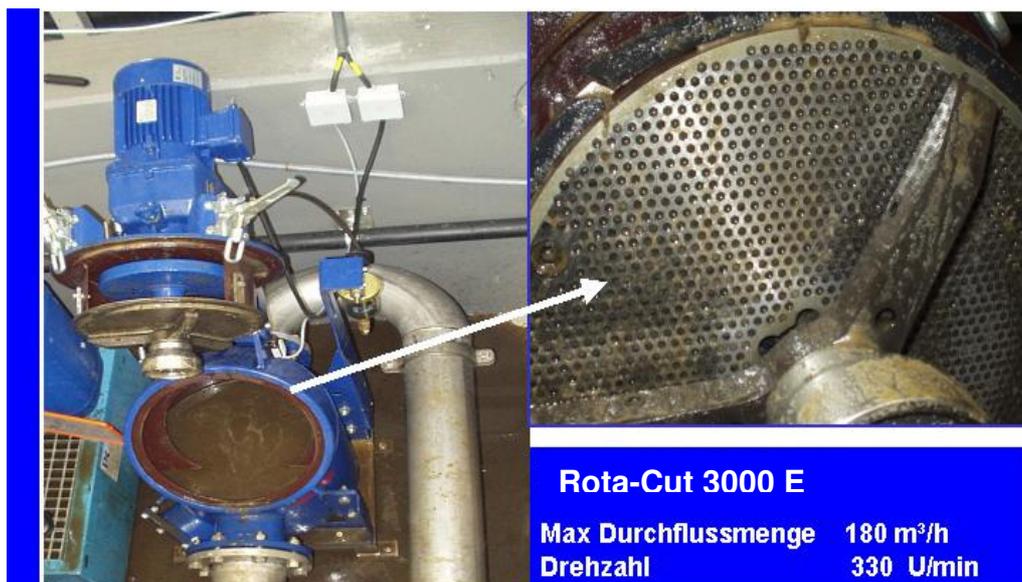
Im Januar 2001 wurde die Verfahrensweise der Stickstoffeliminierung von der vorgeschalteten Denitrifikation auf die intermittierende Nitrifikation/Denitrifikation umgestellt. Nach einer Optimierungsphase wurde die intermittierende Nitrifikation/Denitrifikation auf eine belüftete Phase von 40 Minuten und einer unbelüfteten Phase (ab der Sauerstoffkonzentration von 500 mg O<sub>2</sub>/l) von 30 Minuten Dauer eingestellt.

Zur Verminderung der Verzopfungen an den Membranmodulen (vgl. Kapitel 7.2) wurde im März 2001 ein Trommelsieb mit einer Siebweite von 0,5 mm und einer max. Durchsatzleistung von 70 m<sup>3</sup>/h zur Siebung des belebten Schlammes als Teilstrombehandlung im Bypass (s. Abb. 1 - 6) zwischen Belebungsbecken und Membranfilterbecken installiert (s. Abb. 1 - 4).



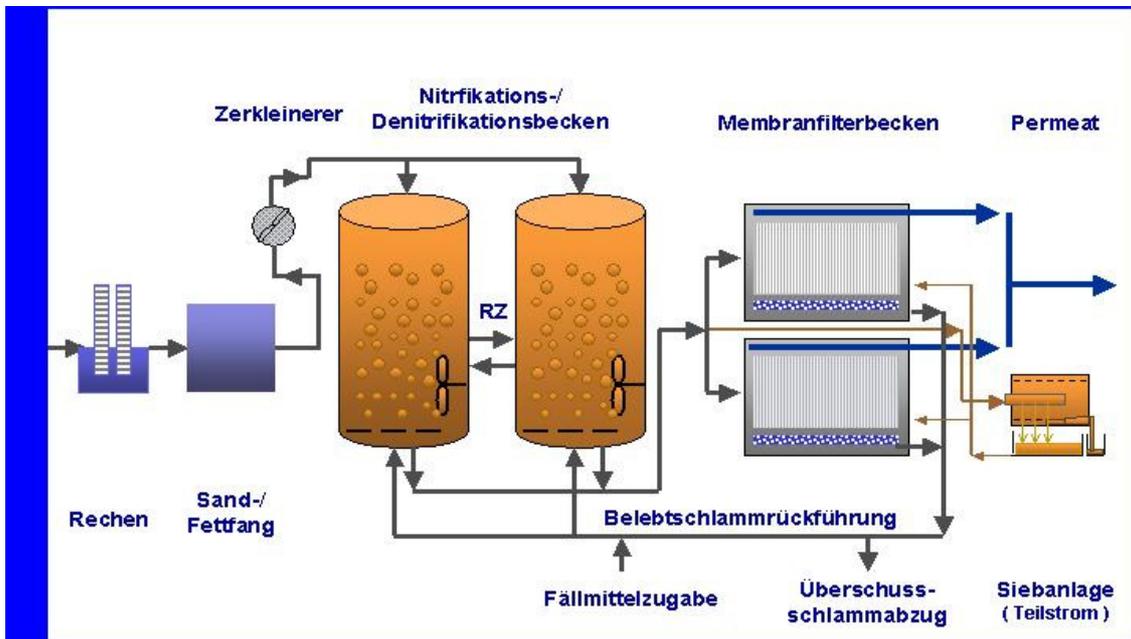
**Abb. 1 - 4: Trommelsieb der Fa. Hoelschertechnik**

Das von der Firma Hoelschertechnik gebaute HTG Trommelsieb, Typ HTSS 912/0,5, hat in den mehr als zwei Betriebsjahren kurzzeitig eine Höchstleistung von 40 m³/h erbracht. Die durchschnittliche Durchsatzleistung von ca. 20 m³/h und zahlreiche Ausfallzeiten der Siebanlage haben zu immer neuen Verbesserungsmaßnahmen an der Anlage geführt. Trotz instabilen Betriebes des Trommelsiebes haben die durchgeführten Untersuchungen gezeigt, dass die Siebung des Belebtschlammes in Bezug auf Faserstoffe (auch Haare) sehr effektiv ist. Als Ergänzung zu der Siebanlage wurde im Hauptstrom (s. Abb. 1-6 ) nach dem Sand- und Fettfang ein Zerkleinerer (Rota-Cut, Typ RC 3000 E) der Fa. Vogelsang eingebaut (s. Abb. 1 - 5 ).



**Abb. 1 - 5: Zerkleinerer der Fa. Vogelsang**

Zweck des Einbaus war die Zerkleinerung von langen Faserstoffen und größeren Abwasserinhaltsstoffen (wie z.B. Hygieneartikel), die die Membrane im oberen Einspannbereich belegten und Hohlräume für die Schlammablagerungen bildeten.



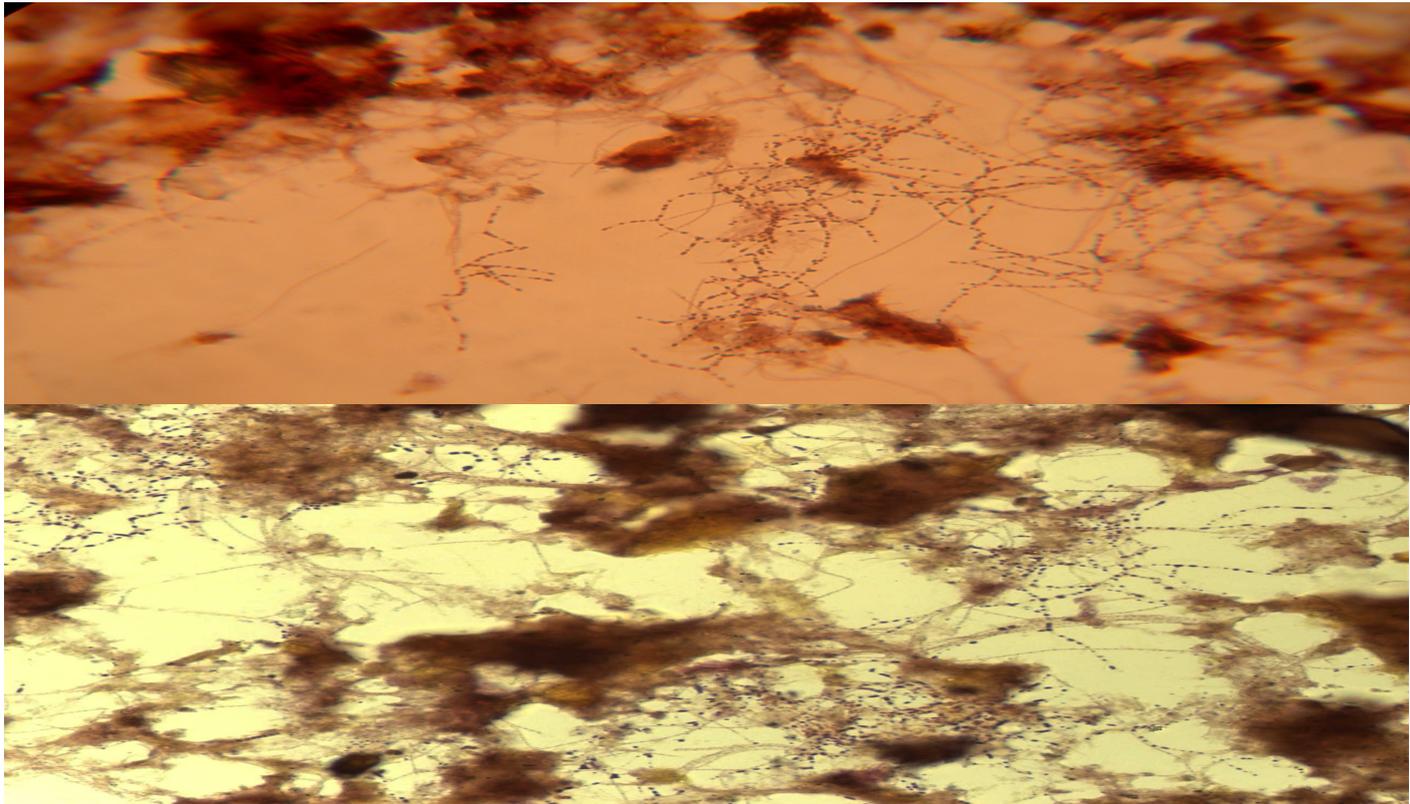
**Abb. 1-6: Verfahrensschema der Kläranlage Rödingen 2003**

Veranlasst durch aufgetretene betriebliche Probleme (partielle Ablösungen der Membranen von dem Trägermaterial) und wegen des beabsichtigten Einsatzes auf dem in Bau befindlichen GWK Nordkanal wurde im April 2001 eine Straße der Mikrofiltration durch die neu entwickelten Mikrofiltrationsmodule (ZN 500 C) ersetzt, die somit direkt im großmaßstäblichen Betrieb getestet werden konnten. Um die hydraulische Leistungsfähigkeit der Anlage zu verbessern, wurde im April 2003 die zweite Membranstraße ausgetauscht.

Mit dem Einsatz neuer Membranmodule vergrößerte sich konstruktionsbedingt die Gesamtfilterfläche um ca. 20 % (von 4.416 m<sup>2</sup> auf 5.300 m<sup>2</sup>). Die neue Kassette hat vergleichbare Abmessungen und besitzt anstatt acht starr eingebauter Module nunmehr 22 im Fußbereich leicht bewegliche Elemente. Der Permeatabzug findet nur von der Kopfseite statt.

Zum Abschluss des Forschungsprojektes wurden die Ausrüstung der Anlage um eine mobile Einheit zur externen Reinigung und um notwendige Verrohrung zur automatischen Reinigung „An Luft“ ergänzt. Dies führte zu einer Verbesserung und Optimierung der Reinigungsvorgänge. Auch wurde im Zuge der Baumaßnahmen eine Entlüftung der Permeatseite der Membranen installiert.

## II. Belebungsverfahren



## 1 Reinigungsleistung einer Membranbelebungsanlage in Abhängigkeit der Abwasserbeschaffenheit und Zulaufwassermenge

### 1.1 Zulaufwassermenge

An dem Beispiel der Kläranlage Rödigen wird der Einfluss und die Auswirkung der Zulaufwassermenge auf die hydraulische Leistung einer Membranbelebungsanlage eindeutig erkennbar.

In den ersten Betriebsjahren (Juni 1999 bis Oktober 2000) betrug der tägliche Abwasserzufluss bei Trockenwetter bis zu 600 m<sup>3</sup> anstatt der für den Endausbau geplanten 450 m<sup>3</sup>/d.

Nach der Sanierung des Kanalnetzes und dem Bau eines Regenüberlaufbeckens und Bodenfilterbeckens vor der Kläranlage hat sich die Zulaufwassermenge stark reduziert.

In dem Zeitraum von November 2000 bis Oktober 2003 betrug die durchschnittliche Abwassermenge bei Trockenwetter 250 m<sup>3</sup>/d und maximal nicht mehr als 300 m<sup>3</sup>/d (s. Abb. 1-1)

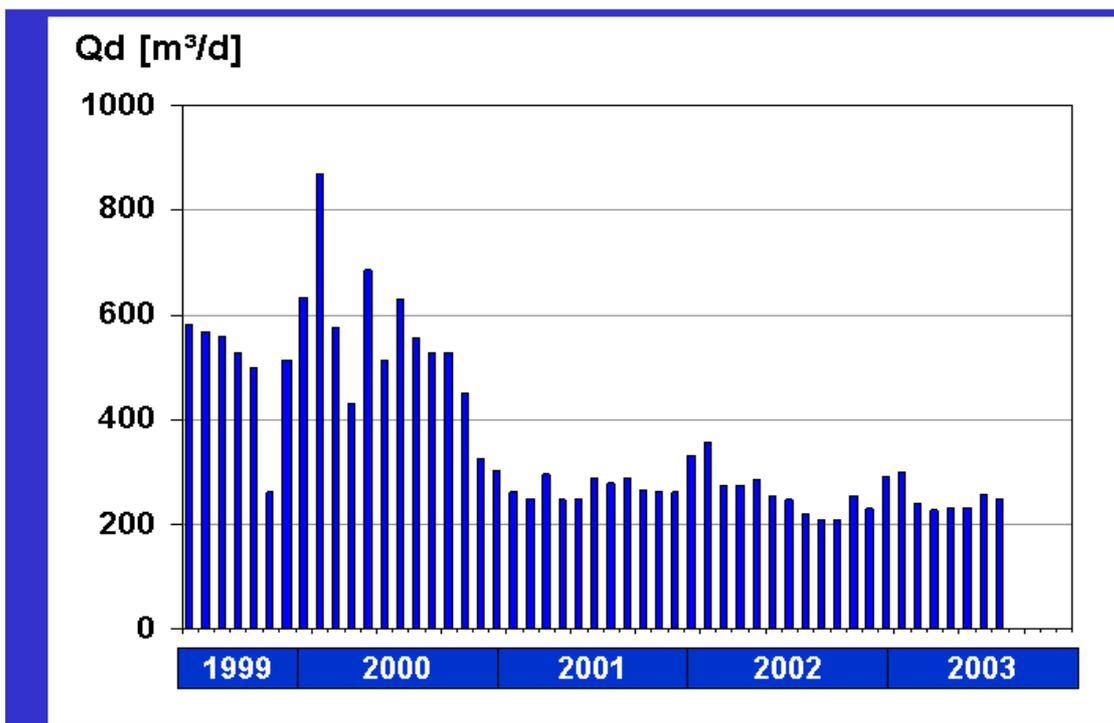
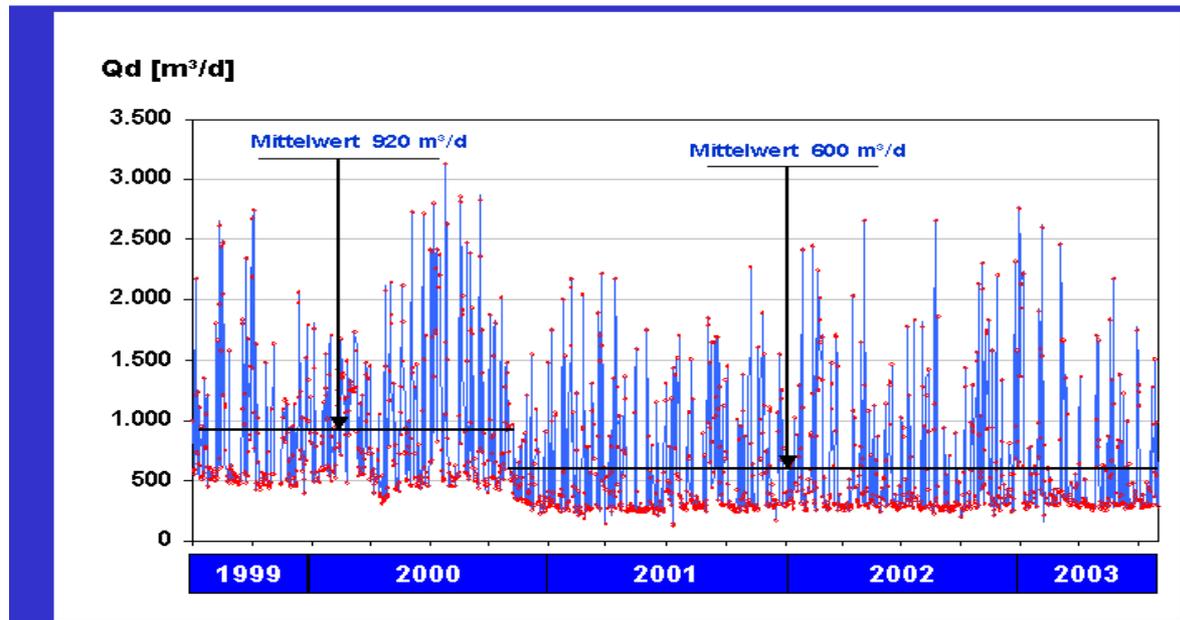


Abb. 1-1: Mittlerer täglicher Abwasserzufluss bei Trockenwetter

Insgesamt sank die durchschnittliche Zulaufwassermenge von ca. 920 m<sup>3</sup>/d auf ca. 600 m<sup>3</sup>/d (s. Abb. 1 - 2.)

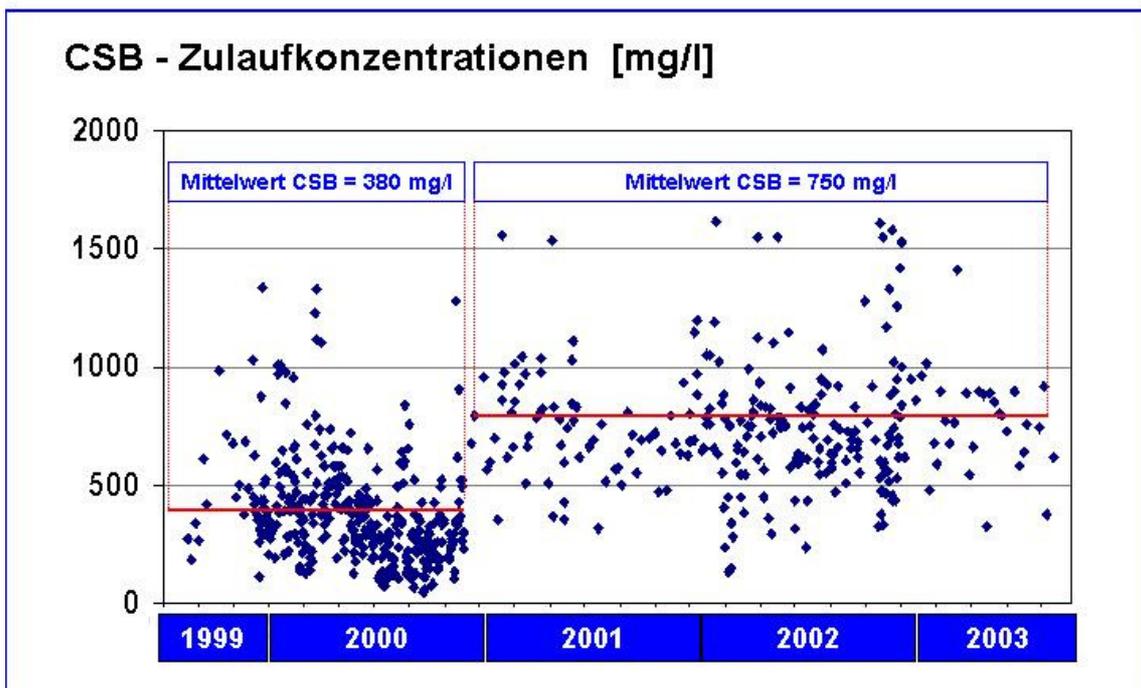
Die seit November 2000 reduzierte Zulaufwassermenge hat den Betrieb der Kläranlage entspannt.



**Abb. 1 - 2: Täglicher Abwasserzufluss**

### 1.2 CSB- (BSB<sub>5</sub>)-Zulauf und Ablaufkonzentrationen

Analog zu der Zulaufwassermenge ist auch bei der CSB-Zulaufkonzentration der Einfluss der Kanalnetzsanierung eindeutig erkennbar (s. Abb. 1 - 3).

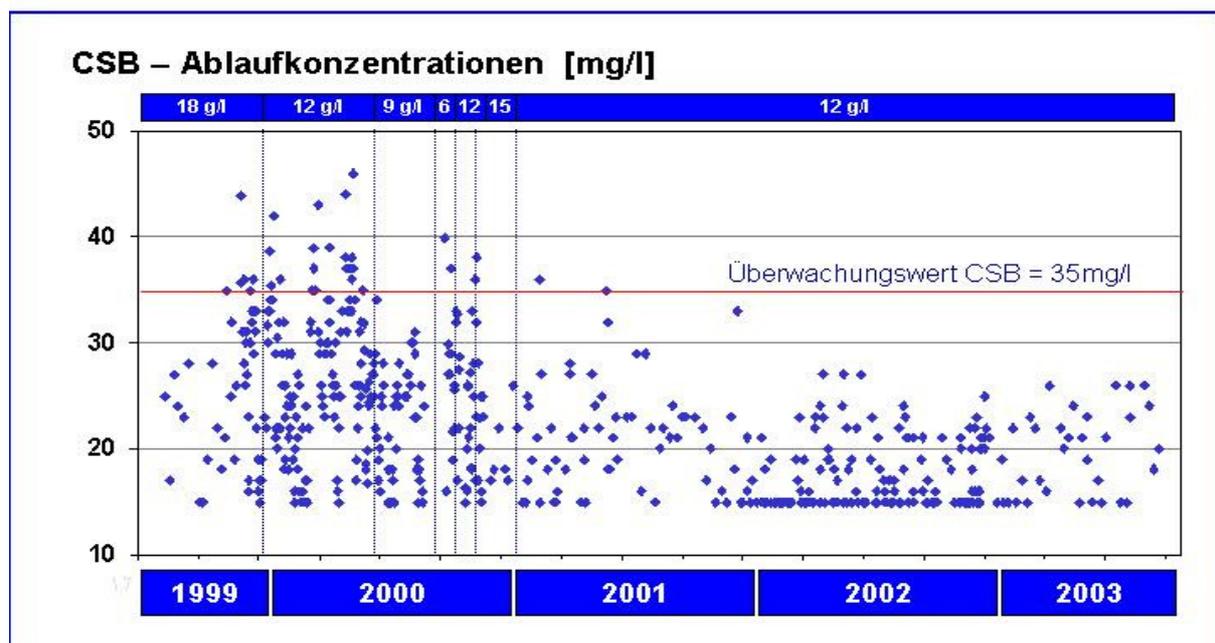


**Abb. 1 - 3: CSB-Zulaufkonzentrationen**

Seit Januar 2001 lagen die mittleren CSB-Konzentrationen bei  $C_{CSB} = 362 \text{ kg/d}$ . Bei der Tagesfrachtbestimmung als „85-Perzentilwert“ lagen die Werte um 50 % höher als die für den Endausbau von 3.000 EW geplante CSB-Tagesfracht. Unabhängig vom TS-Gehalt im Belebungsbecken war die Kohlenstoffoxidation sehr weitgehend. In der Darstellung der Ablaufkonzentrationen (s. Abb. 1 -4) sind eindeutig zwei Phasen zu erkennen. Die „erhöhten“ CSB-Ablaufkonzentrationen waren in den ersten Jahren mit für eine Kläranlage sehr ungünstigen Zulaufbedingungen (enorme Fremdwassermenge mit niedrigen Kohlenstoffkonzentrationen und Stoßbelastungen bei heftigen Niederschlägen) verbunden.

Auch die allgemeinen technischen Probleme und der anfangs instabile Betrieb der Membrananlage haben auf die Reinigungsleistung negativ eingewirkt.

Hinsichtlich der Parameter CSB und  $BSB_5$  war allgemein eine sehr weitgehende Abwasserreinigung festzustellen. Bei einem TS-Gehalt im Belebungsbecken von 23 g/l (12/99 bis 06/00, 10/00 bis 11/00 und 01/01 bis 05/02) wurde ein mittlerer Reinigungsgrad hinsichtlich CSB von 95 % und hinsichtlich  $BSB_5$  von 98 % erreicht.



**Abb. 1 -4: CSB-Ablaufkonzentrationen**

Der mittlere Ablaufwert des CSB lag bei ca. 23 mg/l und des  $BSB_5$  bei ca 3 mg/l. Bei den TS-Gehalten im Belebungsbecken von 9 g/l (06/00 bis 09/00) und 6 g/l (09/00 bis 10/00) waren die Eliminationsraten etwas niedriger (CSB = 92 % bzw. 89 %,  $BSB_5$  = 98 % bzw. 96 %) und bei einem TS-Gehalt von 15 g/l wesentlich besser (CSB = 97 % bzw.  $BSB_5$  = 99 %).

In der zweiten Phase ab Mai 2002, bei der die Anlage nach zahlreichen Optimierungsmaßnahmen einen technisch stabilen Betrieb erreicht hatte, lagen die CSB-Ablaufkonzentrationen (Zulaufkonzentrationen bis 1.600 mg/l) erwartungsgemäß oft unter der Nachweisgrenze von 15 mg/l und waren insgesamt deutlich niedriger als 30 mg/l.

Zum Abschluss der Untersuchung stellt sich natürlich die Frage, inwieweit der Kohlenstoffabbau auf einer Kläranlage durch die Membrantechnik beeinflusst wird.

Die Membrane als „Barriere“ ist lediglich in der Lage, die Partikulärschubstanzen vom Abwasser zu trennen. Auf der Membrane finden keine Reinigungsprozesse, sondern nur Abtrennung statt.

Die biologische Abbauleistung ist dem gegenüber von der Beschaffenheit des Rohabwassers, von der „Qualität“ der hochkonzentrierten Biomasse und der Betriebsweise der Membranbelebungsanlage abhängig.

### 1.3 Stickstoffeliminierung

Die untersuchten Zulaufkonzentrationen (s. Abb. 1 - 5 ) in den letzten zwei Betriebsjahren, bezogen auf Ammoniumstickstoffkonzentrationen, lagen im Mittel bei  $\text{NH}_4\text{-N} = 41 \text{ mg/l}$ . Die mittlere Kjeldahlstickstofffracht wurde mit  $B_{\text{TKN}} = 35 \text{ kg/d}$  ermittelt.

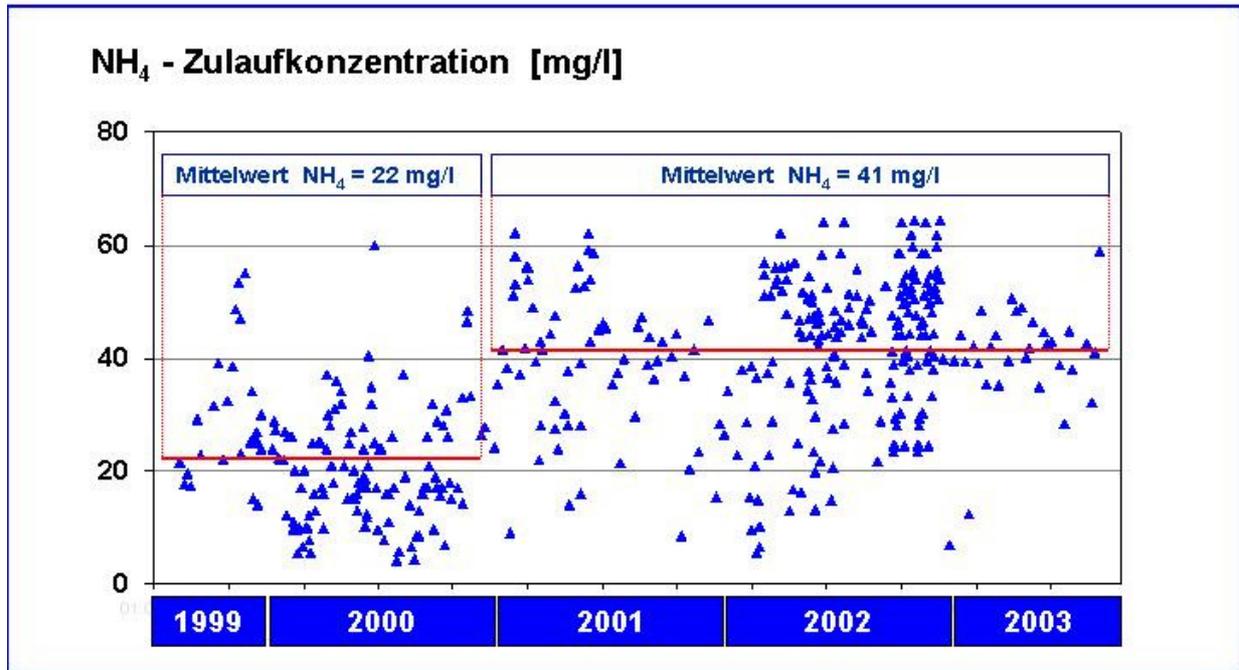


Abb. 1 - 5:  $\text{NH}_4\text{-N}$  - Zulaufkonzentration

Mit der in der ersten Versuchsphase vorgenommenen Verfahrensweise der vorgeschalteten Denitrifikation wurde eine weitgehende Nitrifikation erreicht, jedoch war die Denitrifikation nicht immer zufriedenstellend.

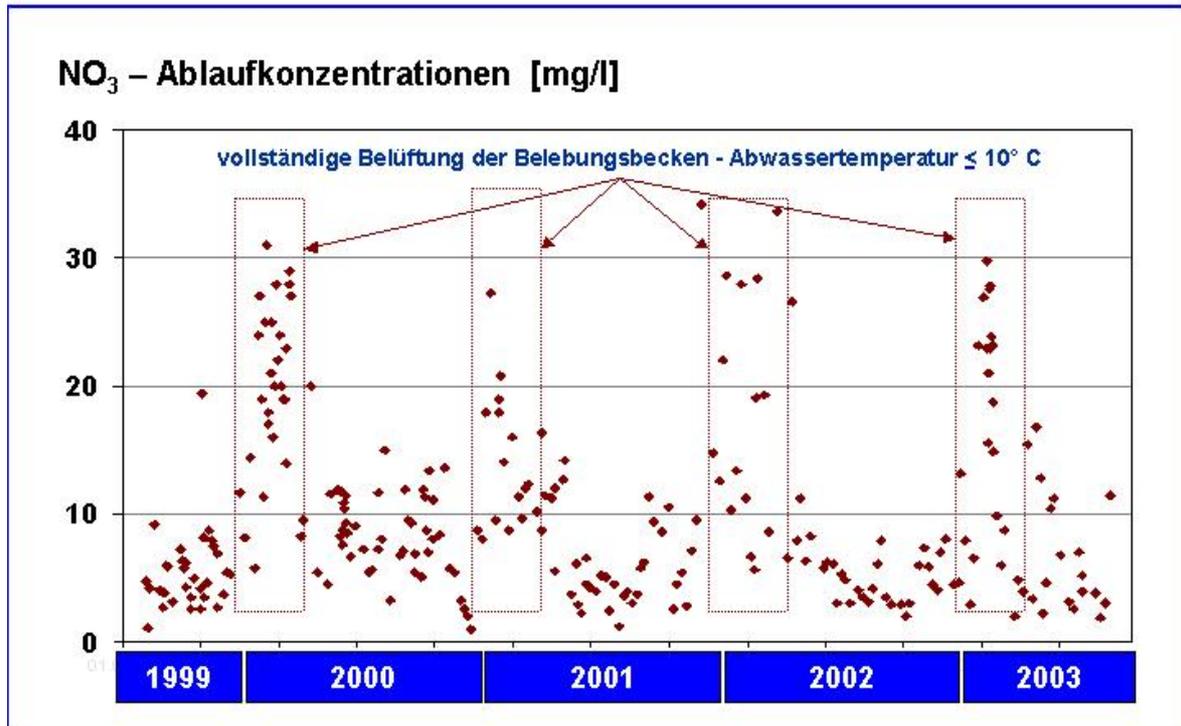
Die Umstellung der Verfahrensweise auf intermittierende Denitrifikation hat sich in dieser Hinsicht besser bewährt.

Die ersten Versuche, die Belüftungszeiten mit dem Redox-Potential zu steuern, brachten nicht das erhoffte Ergebnis. Inzwischen sind die Belüftungszeiten fest eingestellt und durch die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -online-Steuerung zusätzlich abgesichert.

Nach vielfacher Optimierung wurden die Belüftungszeit auf 50 min und die unbelüftete Zeit auf mindestens 30 min (ab Sauerstoffgehalt von 0,5 mg/l) im Steuerungsprogramm definiert. Die Festlegung der Zeiten bedeutet nicht automatisch, dass die Denitrifikation tatsächlich in den vorgeschriebenen 30 min stattfindet.

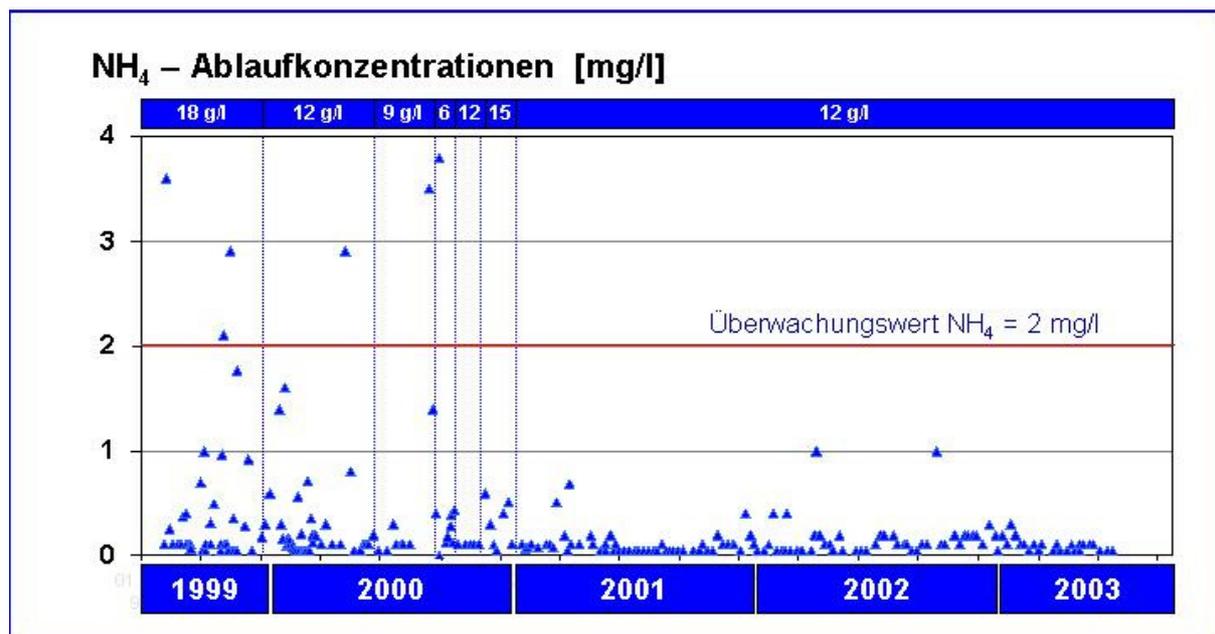
Bei der Rezirkulationsrate von 400 % und der damit verbundenen Sauerstoffverschleppung, sinkt bei Regenwetterzufluss die Sauerstoffkonzentration oft nicht auf den Wert von 0,5 mg  $\text{O}_2\text{/l}$ . In diesem Fall

verlängert sich automatisch die unbelüftete Phase, die erst bei einem  $\text{NH}_4$ -Ablaufwert von 1 mg/l durch die online Steuerung unterbrochen wird. Die geänderten Nitrifikationszeiten und die dadurch verursachten Steigerungen der Nitratwerte in den kalten Jahreszeiten sind für die Kläranlage Rödigen nicht relevant (s. Abb. 1-6), da für  $\text{N}_{\text{ges}}$  kein Überwachungswert festgesetzt wurde.



**Abb. 1-6:  $\text{NO}_3$ -N-Ablaufkonzentrationen**

Die geforderten Ammoniumwerte von 2 mg/l werden nach der ersten Optimierungsphase seit 2001 immer unterschritten. Die Ablaufkonzentrationen lagen im Mittel bei 0,1 mg  $\text{NH}_4$ /l.(s. Abb. 1-7)



**Abb. 1-7:  $\text{NH}_4$ -N-Ablaufkonzentrationen**

Der Gesamtstickstoffgehalt im Ablauf der Kläranlage bei Abwassertemperaturen oberhalb von 10 °C wurden im Mittel mit 8 mg/l ermittelt. Dabei zeigte sich, dass für eine weitgehende Stickstoffelimination der Einfluss der Abwassertemperatur höher zu bewerten ist als die eingestellten TS-Gehalte.

#### 1.4 Phosphoreliminierung

In den letzten zwei Betriebsjahren lagen die mittlere Phosphorzulaufkonzentrationen beim  $P_{ges}$  = 12 mg/l (s. Abb. 1-8).

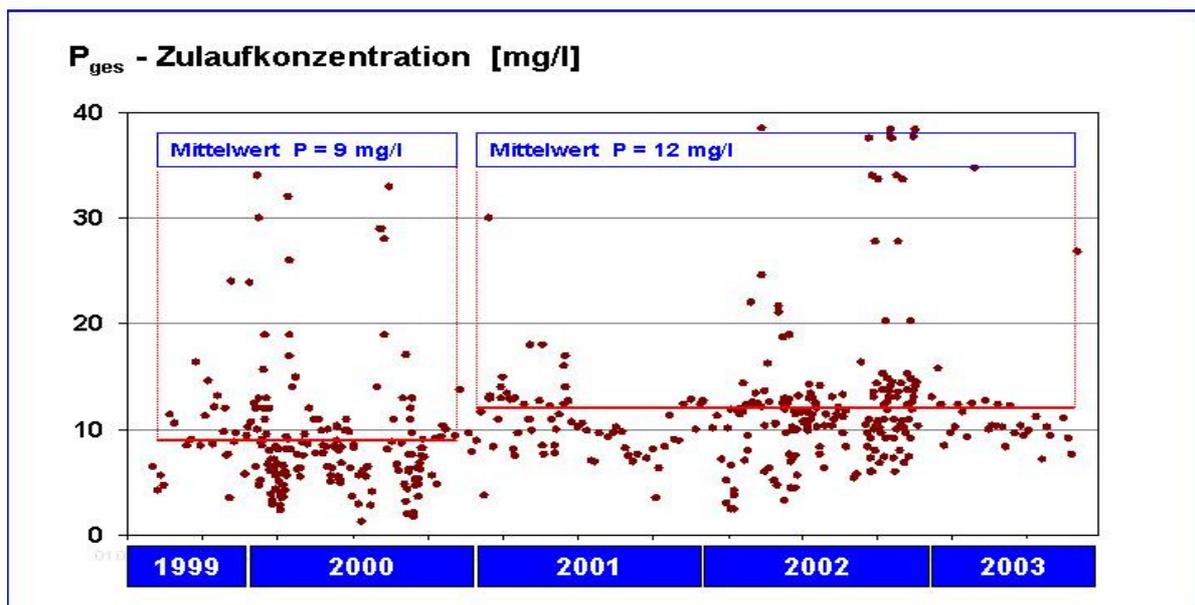


Abb. 1-8: Phosphorzulaufkonzentrationen

Die Phosphoreliminierung wurde durch Fällung mit Eisenchlorid sichergestellt. Die Ergebnisse der Phosphoreliminierung sind der folgenden Abbildung (s. Abb. 1-9) zu entnehmen. Trotz hoher und schwankender Phosphorgehalte im Zulauf der Anlage lagen die gemessenen Ablaufwerte im Mittel stabil bei ca. 0,2 mg/l.

Bemerkenswert ist, dass die hohe Eliminationsleistung nur mit einer Fällungsstufe erreicht wurde. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Membranfiltration einen Rückhalt sämtlicher ungelösten Stoffe gewährleistet. Die Fällungsprodukte werden daher, unabhängig von ihrem Koagulationszustand entfernt, sobald sie zu größeren Einheiten als die Membranporen angewachsen sind.

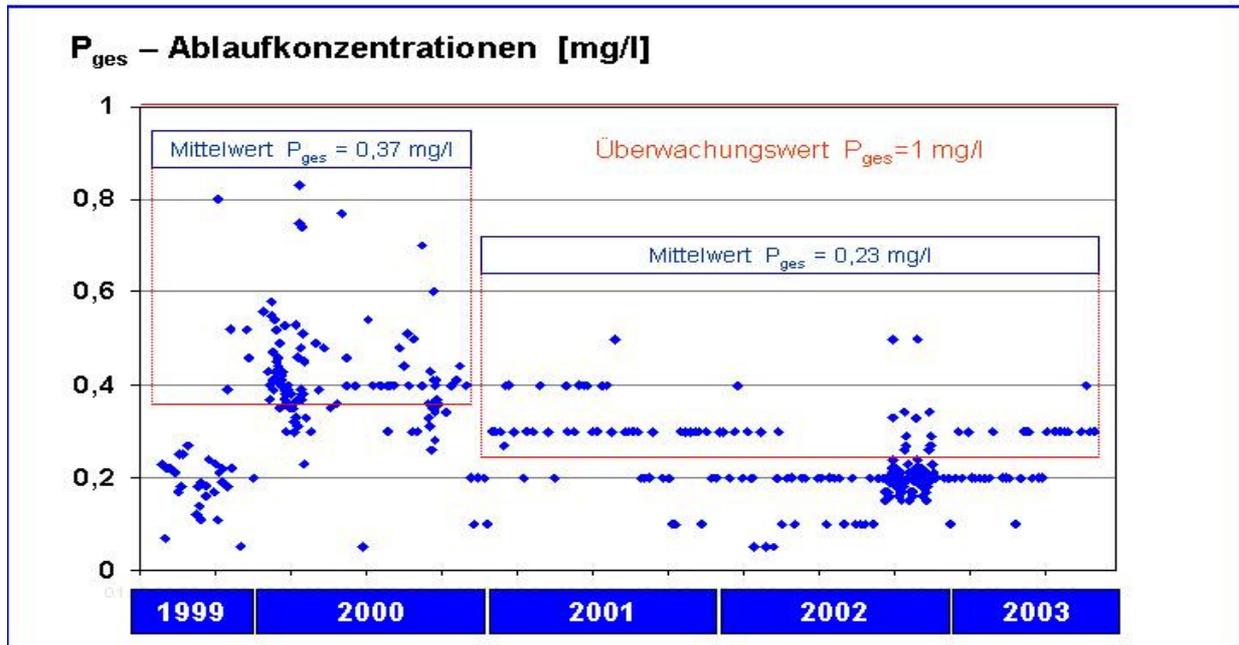


Abb. 1-9: Phosphorablaufkonzentrationen

Die eigentliche Fällungsreaktion geschieht in Sekundenbruchteilen. Das Anwachsen der Flocken benötigt einige Minuten. Die Abtrennung der Fällungsprodukte über eine Membranfiltration ist erfolgreicher als bei der konventionellen Abtrennung durch (zeitaufwendige) Sedimentation in der Nachklärung. Durch die schwankende hydraulische Belastung der Nachklärung ist die Abtrennung vor allem kleinere Fällungsprodukte ungesichert. Daher kann mit dem Membranbelebungsverfahren eine höhere Phosphoreliminationsrate erreicht werden, als mit dem konventionellen Belebungsverfahren.

### **1.4.1 Phosphataufnahmevermögen des Belebtschlammes**

In Batchversuchen wurde das Verhalten der Belebtschlämme bzw. des Schaumes hinsichtlich der Phosphat-Aufnahme und der Phosphat-Rücklösung untersucht. Für die Versuchszwecke wurden im Herbst 2002 und im Zeitraum 31.03.03 – 25.08.03 regelmäßig Belebtschlamm- bzw. Schaumproben aus der Kläranlage Rödingen entnommen. Es wurden Eisen-, Aluminium- und Phosphorbilanzen der großtechnischen Anlage aufgestellt, um zu klären, ob das Phosphataufnahmevermögen des Belebtschlammes auch durch chemische Fällungsprozesse bedingt sein könnte. Zum Vergleich wurde auch ein Belebtschlamm aus einer kommunalen Kläranlage mit biologischer Phosphatelimination untersucht.

In den Versuchen wurde analog zu den Prozessbedingungen im kontinuierlichen Betrieb einer Kläranlage mit vermehrter biologischer Phosphorelimination ein Wechsel von aeroben P-Aufnahmephasen und anaeroben P-Rücklösephasen umgesetzt.

#### **1.4.1.1 Überblick über die durchgeführten Batchversuche**

Folgende Versuchsvarianten wurden durchgeführt:

- Vergleich der P-Aufnahme in den aeroben Phasen und der P-Rücklösung in den anaeroben Phasen zwischen dem Membranbelebtschlamm der Kläranlage Rödingen und dem Belebtschlamm einer kommunalen Kläranlage mit vermehrter biologischer Phosphorelimination
- Vergleich des Phosphataufnahmevermögens zwischen Belebtschlamm und Schaum der Kläranlage Rödingen
- Untersuchung der Phosphataufnahme im anaeroben Milieu (Falls keine biologische Phosphorelimination vorliegt, müsste ein Phosphataufnahmevermögen auch im anaeroben Milieu vorliegen. Untersucht wurde sowohl der Belebtschlamm der Kläranlage Rödingen als auch der Belebtschlamm einer kommunalen Kläranlage mit biologischer Phosphorelimination.)
- Versuche mit autoklavierter Biomasse (Durch die Inaktivierung der Biomasse sollte eine mögliche chemische P-Fällung identifiziert werden.)
- Batchversuche mit einer Isolierung der Polyphosphate aus der Biomasse und deren quantitative Bestimmung vor und nach der Aufnahme des im Versuch zudosierten Phosphates
- Einfluss einer zusätzlichen Dosierung von zweiwertigem Eisen auf den Verlauf der Phosphataufnahme im Belebtschlamm der Kläranlage Rödingen

- Batchversuche mit unterschiedlichen Phosphatausgangskonzentrationen zur Ermittlung der maximalen P-Aufnahmekapazität des Belebtschlammes der Kläranlage Rödingen

#### 1.4.1.2 Elementaranalyse des Belebtschlammes und des Schaumes

Da die erhöhte Phosphataufnahme des Belebtschlammes und des Schaumes der Kläranlage Rödingen möglicherweise auf chemisch-physikalische Prozesse zurückgeführt werden könnte, wurde von der Belebtschlamm- und Schaumprobe vom 31.03.03 eine Elementaranalyse durchgeführt. Die Analyseergebnisse sind in der folgenden Tabelle (s. Tab. 1 - 1) zusammengefasst.

|                  |          | Belebtschlamm<br>der<br>KA Rödingen | Schaum der<br>KA Rödingen | Durchschnittliche Anreicherung im Faulschlamm einer kommunalen KA [10] |
|------------------|----------|-------------------------------------|---------------------------|--|
| Probenahmedatum  |          | 31.03.2003                          | 31.03.2003                |  |
| Trockenrückstand | %        | 2,0                                 | 3,2                       |  |
| Cadmium          | mg/kg TR | 3                                   | 3                         | 10   |
| Chrom            | mg/kg TR | 103                                 | 87                        | 60   |
| Kupfer           | mg/kg TR | 231                                 | 220                       | 300-2.000  |
| Blei             | mg/kg TR | 104                                 | 89                        | 300  |
| Nickel           | mg/kg TR | 16                                  | 16                        | 30-50  |
| Zink             | mg/kg TR | 978                                 | 818                       | 2.500  |
| Gesamt-Phosphor  | mg/kg TR | 25.400                              | 28.300                    |  |
| Eisen            | mg/kg TR | 63.000                              | 51.800                    | 16.000   |
| Mangan           | mg/kg TR | 223                                 | 178                       |  |
| Aluminium        | mg/kg TR | 17.600                              | 14.300                    | 17.000   |

**Tab. 1-1: Messwerte der Elementaranalyse des Belebtschlammes und des Schaumes der KA Rödingen (Probe vom 31.03.2003)**

Die Ergebnisse zeigen, dass trotz des hohen Schlammalters von 27 Tagen und des Rückhaltes durch die Membranen im Belebtschlamm und im Schaum der Kläranlage Rödingen keine signifikante Anreicherung von Schwermetallen nachzuweisen ist.

Im Vergleich zu den Literaturwerten für konventionelle Kläranlagen zeigt sich jedoch eine deutliche Anreicherung von Eisen im Belebtschlamm und Schaum der Kläranlage Rödingen. Mögliche Ursachen können die Fällmitteldosierung und die Zulaufkonzentrationen von Eisen sein.

Aufgrund des hohen Eisengehaltes ist nicht auszuschließen, dass das erhöhte Phosphataufnahmevermögen des Membranschlammes der Kläranlage Rödingen auf chemisch-physikalische Prozesse zurückzuführen ist.

### 1.4.1.3 Bilanzierung von Eisen (Fe), Aluminium (Al) und Phosphor (P)

Neben den Versuchen zur Phosphataufnahme des Belebtschlammes und des Schaumes der Kläranlage Rödingen wurde eine Bilanzierung von Eisen, Aluminium und Phosphat auf der großtechnischen Anlage durchgeführt. Anhand einer Bilanzierung der an einer möglichen P-Fällung beteiligten Stoffe sollte geklärt werden, inwiefern bei den vorliegenden Randbedingungen die Möglichkeiten einer mehr oder minder vollständigen chemischen P-Fällung zumindest theoretisch gegeben sind. Darüber hinaus kann die Bilanz als Grundlage zur Ermittlung weiterer systembedingter Fehlerquellen (wie z.B. Überprüfung angegebener Durchflussmessungen etc.) genutzt werden.

Zur Ermittlung der Datengrundlage wurden auf der Kläranlage die Parameter Fe, Al und  $P_{ges}$  im Zulauf zur biologischen Behandlungsstufe, im Ablauf der Kläranlage sowie im Überschussschlamm erfasst. Zusätzlich wurde das über die Fällmitteldosierung zugegebene Eisen quantifiziert.

Bei der Bilanzierung der einzelnen Parameter wurde deren Anreicherung im System berücksichtigt. Ebenso wurde bezüglich der Bilanzierung des Eisens die Fällmitteldosierung als Quelle der Eisenanreicherung bedacht.

Der Austrag der Stoffe erfolgt über den Ablauf der Kläranlage und über den Abzug des Überschussschlammes.

Anhand dieser Zu- und Abfrachten ergibt sich bei einer dynamischen Bilanzierung über einen längeren Zeitraum eine konstante Anreicherung von Eisen, Aluminium und Phosphor im Belebtschlamm. Diese so rechnerisch zu ermittelnde Anreicherung sollte in der Gegenüberstellung zu einer Phosphor- und Metallanalyse des Belebtschlammes, die am 31.03.2003 durchgeführt worden ist, vergleichbare Werte aufweisen und dient somit als Plausibilitätskontrolle bzw. zum Auffinden etwaiger systemimmanenter Fehlerquellen.

Im Folgenden wird zunächst die für die Bilanzierung verwendete Datengrundlage zusammengefasst. Im Anschluss daran erfolgt eine Beschreibung der Vorgehensweise, sowie die Darstellung der Ergebnisse.

Die Bilanzierung von Eisen, Aluminium und Phosphor basiert auf der Datengrundlage, die in der Tabelle (s. Tab. 1-2) zusammengefasst ist. Es sind die mittleren Konzentrationen und die durchschnittlichen Tagesfrachten der ausgewählten Parameter aufgelistet.

| Parameter   | Konzentration im Mittel | Durchschnittliche Tagesfracht |
|---|-------------------------|-------------------------------|
| Berechnete Mittelwerte aus den Betriebstagebüchern                      |                         |                               |
| Q <sub>o</sub>  |                         | 542,1 m <sup>3</sup> /d       |
| Q <sub>e</sub>  |                         | 452,0 m <sup>3</sup> /d       |
| Q <sub>Trübwasser</sub>   |                         | 1,4 m <sup>3</sup> /d         |
| TS <sub>BB</sub>  | 11,34 g/l               |                               |
| Q <sub>ÜS</sub>   |                         | 11,9 m <sup>3</sup> /d        |
| TS <sub>ÜS</sub>  | 14,13 g/l               | 168,1 kg/d                    |
| P <sub>ges,o</sub>  | 9,15 mg/l               | 4959,9 g/d                    |
| P <sub>ges,e</sub>  | 0,18 mg/l               | 82,3 g/d                      |
| Fe <sub>e</sub>   | 0,02 mg/l               | 8,6 g/d                       |
| Al <sub>e</sub>   | 0,01 mg/l               | 4,3 g/d                       |
| Fällmitteldosierung entsprechend der MID                                | 23,3 l/d                | 4660 gFe/d                    |
| Fe, Al Messungen im Zulauf zur Belebung<br>(10-12.06; 21.06-08.07.2003) |                         |                               |
| Fe <sub>o</sub>   | 6,66 mg/l               | 3611,6 g/d                    |
| Al <sub>o</sub>   | 4,65 mg/l               | 2519,3 g/d                    |
| Trübwasseranalyse vom 10.09.2003; einmalige Stichprobe                  |                         |                               |
| P <sub>ges</sub>  | 1,52 mg/l               |                               |
| Fe  | 84,97 mg/l              |                               |
| Al  | 0,54 mg/l               |                               |

**Tab. 1-2: Datengrundlage zur Bilanzierung von Fe, Al und P<sub>ges</sub>**

Die Fällmittelmenge wurde anhand der Aufzeichnungen aus den Betriebstagebüchern für den Zeitraum von März – August 2003 ermittelt. Als Fällmittel wird Kemwater PIX-111 der Firma Kemira verwendet. Laut Produktdatenblatt ist hierfür ein Eisengehalt von 200 g Fe

Bezogen auf ein Gesamtvolumen des Belebungsbeckens (ohne Membranfilterbecken: ca. 40 m<sup>3</sup>) von 400 m<sup>3</sup> und einen durchschnittlichen Trockensubstanzgehalt in der Belebung von 11,34 g/l ergibt sich das gemittelte rechnerische Schlammalter zu:

$$t_{TS} = \frac{V_{BB} \cdot TS_{BB}}{Q_{ÜS} \cdot TS_{ÜS}} = \frac{400 \cdot 11,34}{11,9 \cdot 14,13} = 27,0 \text{ d}$$

Die mittlere Wassertemperatur im Untersuchungszeitraum betrug 18,1 °C.

#### **1.4.1.4 Ergebnisse der Bilanzierung von Fe, Al und P**

Auf der Kläranlage Rödingen wurden die Parameter Eisen, Aluminium und Phosphor bilanziert. Dabei wurde rechnerisch die Anreicherung der Parameter im Belebtschlamm ermittelt und mit den Analysewerten einer ICP-Belebtschlammanalyse verglichen.

Für die Parameter P und Al konnten dabei gute Übereinstimmungen zwischen den errechneten und den analysierten Werten festgestellt werden (Abweichungen von 14,1 bzw. 14,7 %).

Die Bilanzierung von Eisen auf der Kläranlage weist im Vergleich zu den analysierten Werten höhere Differenzen auf (21,6 %). Die Anreicherung von Eisen im Belebtschlamm ergab rechnerisch einen geringeren Wert als analytisch. Daraufhin wurde die Fällmitteldosierung und die Zulaufkonzentration als die Eisenanreicherung maßgeblich beeinflussenden Faktoren näher betrachtet.

Nach einer Kontrolle der Fällmittelmenge, die entsprechend dem MID dosiert wird, wurde festgestellt, dass die Durchflussmessung (26,1 l/d) einen geringeren Fällmittelverbrauch vorgibt, als eine direkte Mengemessung am Fällmitteltank (44,4 l/d). Ein Vergleich der berechneten  $\beta$ -Werte aus beiden Fällmittelmengen bezogen auf die Masse Phosphor im Zulauf zur Kläranlage Rödingen ergibt für die Fällmitteldosierung entsprechend der MID Messung einen  $\beta$ -Wert von 0,52 gegenüber einem  $\beta$ -Wert von 1,0 unter Berücksichtigung der Fällmittelmenge, die am Fällmitteltank abgelesen wurde. Somit liegt vermutlich eine höhere tatsächliche Fällmitteldosierung vor, als bislang angenommen worden ist. Eine erneute Berechnung der Anreicherung von Eisen im Belebtschlamm der Kläranlage Rödingen mit der Fällmittelmenge entsprechend der Ablesungen am Fällmitteltank ergab eine um 18,4 % größere Menge an Eisen im Belebtschlamm als analysiert.

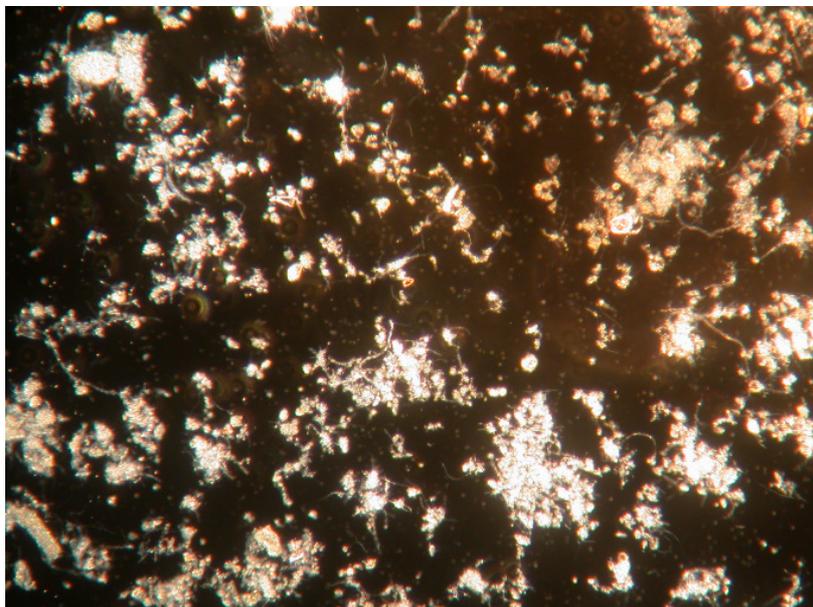
Eine weitere mögliche Fehlerquelle in der Bilanzierung von Eisen könnte in der Datengrundlage der Zulaufanalytik begründet liegen. 2-h-Mischproben des Zulaufs, die über einen Zeitraum von drei Tagen analysiert worden sind, zeigten, dass mitunter sehr hohe Konzentrationen von Eisen und Aluminium im Zulauf auftreten können. Diesbezüglich wurde eine Bilanz von Eisen durchgeführt, die die Anreicherung von Eisen im Belebtschlamm als konstant vorsieht und die Zulaufkonzentration als Variable annimmt. Diese Bilanzierung hat mögliche durchschnittliche Zulaufkonzentrationen an Eisen und auch an Aluminium ergeben, die durchaus als realistisch angenommen werden könnten. Insbesondere unter Berücksichtigung einer höheren Fällmittelmenge ergibt sich mit einer Zulaufkonzentration von 3,1 mg Fe/l eine für kommunales Abwasser übliche Zulaufkonzentration.

Zusammenfassend ist somit festzuhalten, dass die mangelnde Übereinstimmung der rechnerischen Fe-Bilanz mit den Analysewerten auf ein fehlerhaftes MID sowie unzureichende Informationen über die Fe-Zulaufkonzentration zurückzuführen ist.

#### 1.4.1.5 Mikroskopische Untersuchungen

Da zunächst die Vermutung bestand, dass die beobachtete Form der vermehrten Phosphataufnahme in direktem Zusammenhang mit dem Auftreten nocardioformer Actinomyceten steht, wurden die im Belebtschlamm und Schaum auftretenden fadenförmigen Bakterien regelmäßig während des Versuchszeitraumes mikroskopisch identifiziert und quantifiziert.

Die Belebtschlammflocken der Kläranlage Rödingen waren in der Regel sehr klein (Durchmesser 10 bis 50  $\mu\text{m}$ ) und von kurzen Fadenbakterien durchzogen. Bedingt durch die Fädigkeit lagerten sich die kleinen Flocken zum Teil zu größeren, offenen Flockenagglomeraten mit einem Durchmesser von 200 bis 300  $\mu\text{m}$  zusammen (s. Abb. 1-10).

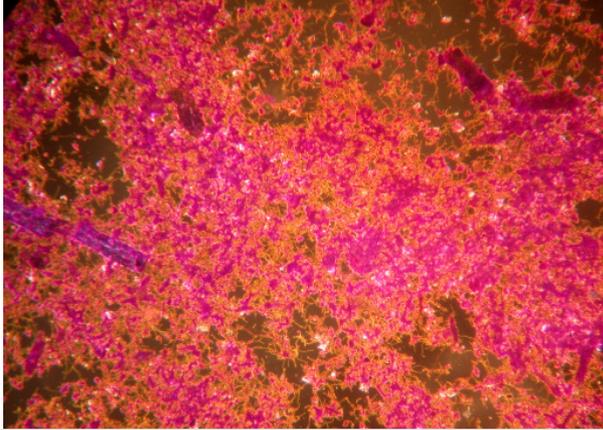
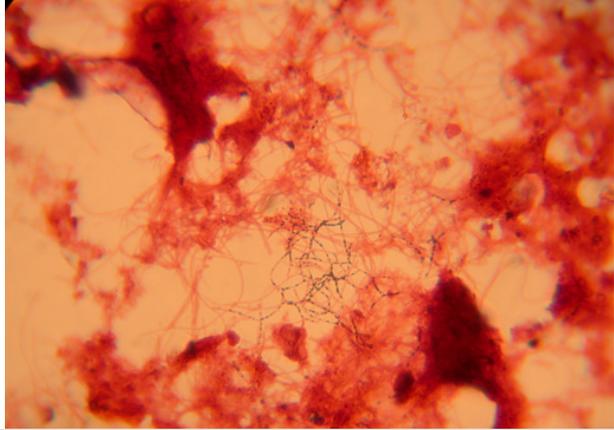
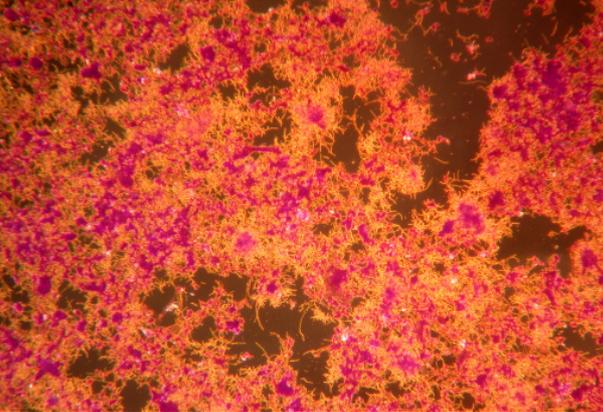
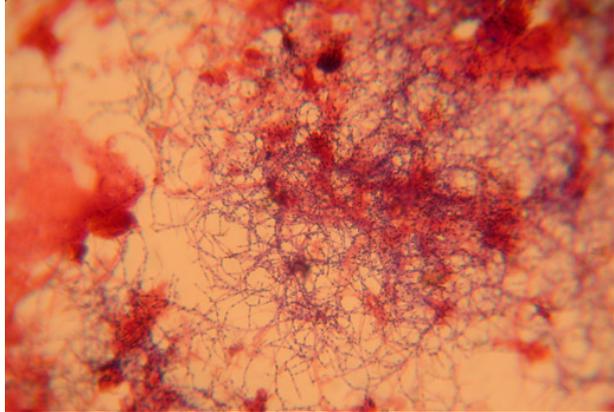
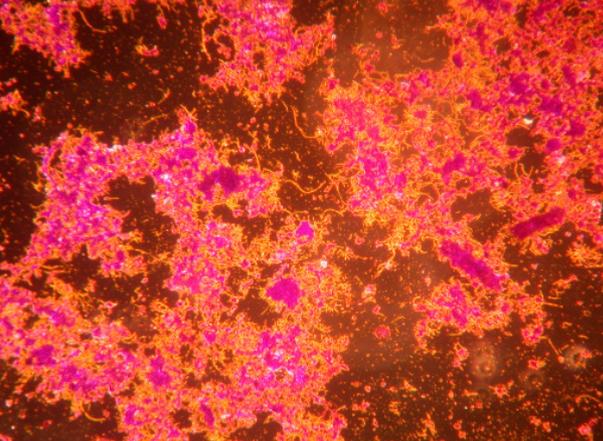
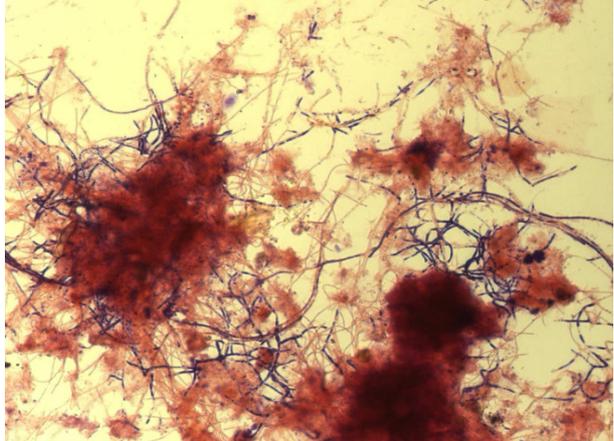


**Abb. 1-10: Belebtschlamm der Kläranlage Rödingen (Lebendpräparat, Dunkelfeld, 120-fach )**

Im Belebtschlamm der Kläranlage Rödingen konnte in allen Proben eine recht hohe Gesamtfädigkeit festgestellt werden. Sie lag mindestens bei Stufe 4. Maximal konnte eine Gesamtfädigkeit von 5 festgestellt werden (s. Tab. 1-3). In den untersuchten Schaumproben lag die Gesamtfädigkeit um mindestens eine Stufe höher als im Belebtschlamm, da sich hier bestimmte Fadenbakterien (nocardioforme Actinomyceten) aufgrund ihrer hydrophoben Zelloberflächen anreicherten. Als Fadenbakterien waren nocardioforme Actinomyceten und *Haliscomenobacter hydrossis* permanent und mit einer großen Häufigkeit vertreten. Periodisch und mit geringen Häufigkeiten konnten *Microthrix parvicella*, Typ 0041 und Typ 0092 identifiziert werden. In der Tabelle (s. Tab. 1-3) sind die Gesamtfädigkeit des Belebtschlammes und des Schaumes sowie die Einzelhäufigkeiten der identifizierten Fadenbakterien während des Versuchszeitraumes dargestellt. Eine Photodokumentation der mikroskopischen Untersuchungen zeigen die Abbildungen (s. Abb. 1-11 und Abb. 1-12).

| robe                      | Gesamt-<br>fädigkeit | Haliscomenobacter<br>hydrossis | Nocardioforme<br>Actinomyceten | Microthrix<br>parvicella | Typ<br>0041 | Typ<br>0092 |
|---------------------------|----------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------|-------------|-------------|
| Belebtschlamm<br>15.10.02 | 5                    | 5                              | 4                              | 0                        | 0           | 1           |
| Schaum<br>15.10.02        | 6                    | 5                              | 4-5                            | 0                        | 0           | 1           |
| Belebtschlamm<br>31.10.02 | 5                    | 5                              | 4                              | 0                        | 0           | 1           |
| Schaum<br>14.11.02        | 6-7                  | 4-5                            | 5-6                            | 0                        | 0           | 1           |
| Belebtschlamm<br>12.03.03 | 4-5                  | 4                              | 4-5                            | 0                        | 0           | 0           |
| Belebtschlamm<br>06.05.03 | 5                    | 4                              | 4-5                            | 2                        | 2           | 0           |
| Schaum<br>06.05.03        | 6-7                  | 4                              | 5-6                            | 2-3                      | 1           | 0           |
| Belebtschlamm<br>16.06.03 | 4                    | 4                              | 3                              | 2                        | 2           | 0           |
| Belebtschlamm<br>04.07.03 | 4                    | 4                              | 3                              | 2                        | 2           | 0           |
| Belebtschlamm<br>18.08.03 | 4                    | 4                              | 3                              | 0                        | 1-2         | 0           |
| Belebtschlamm<br>25.08.03 | 4-5                  | 4-5                            | 3                              | 0                        | 1-2         | 0           |

**Tab. 1-3: Gesamtfädigkeit des Belebtschlammes und des Schaumes der Kläranlage Rödingen und Einzelhäufigkeiten der identifizierten Fadenbakterien während des Versuchszeitraumes**

|  |  |
|--|--|
| <p>Kristallviolett-Färbung (Dunkelfeld, 120fach):<br/>Bestimmung der Gesamtfädigkeiten</p> | <p>Gram-Färbung (Hellfeld, 1200fach): nocardiofor-<br/>me Actinomyceten gram-positiv (schwarz-violett), ver-<br/>zweigt; Haliscomenobacter hydrossis gram-negativ<br/>(rot), gerade, kurz;</p> |
|           |    |
| <p>Belebtschlamm 31.10.02: Gesamtfädigkeit 5</p>   | <p>Nocardioforme Actinomyceten: Fädigkeit 4<br/>Haliscomenobacter hydrossis: Fädigkeit 5</p>   |
|          |   |
| <p>Schaum 14.11.02: Gesamtfädigkeit 6-7</p>  | <p>Nocardioforme Actinomyceten: Fädigkeit 5-6<br/>Haliscomenobacter hydrossis: Fädigkeit 4-5</p>   |
|         |    |
| <p>Belebtschlamm 06.05.03: Gesamtfädigkeit 5</p>   | <p>Nocardioforme Actinomyceten: Fädigkeit 4-5<br/>Haliscomenobacter hydrossis: Fädigkeit 4</p>   |

**Abb. 1-11 Photodokumentation der mikroskopischen Untersuchungen (1)**

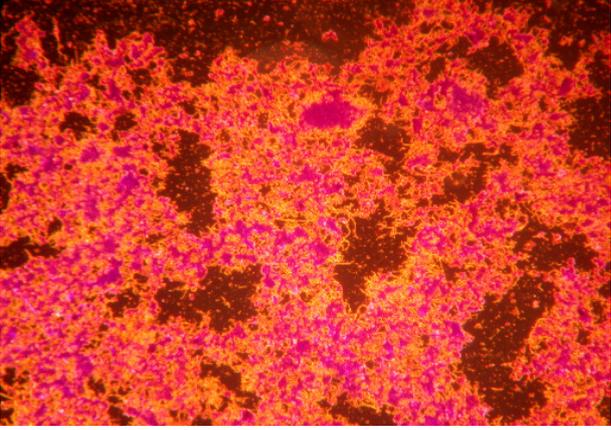
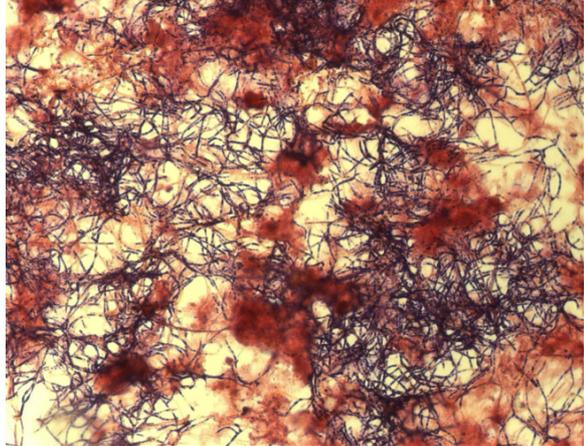
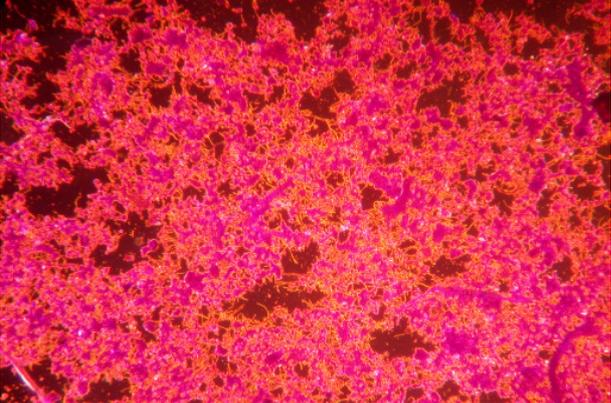
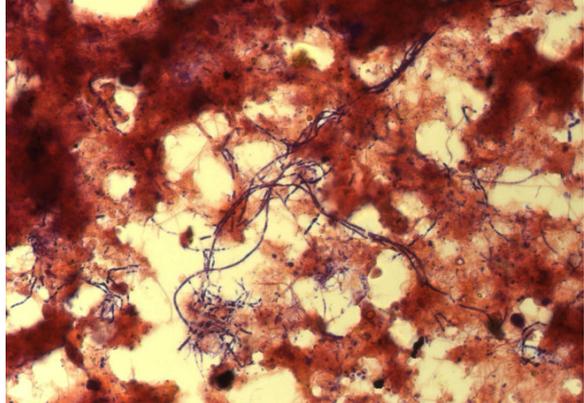
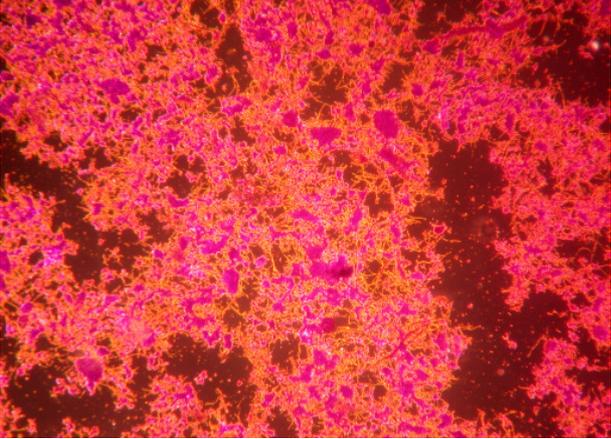
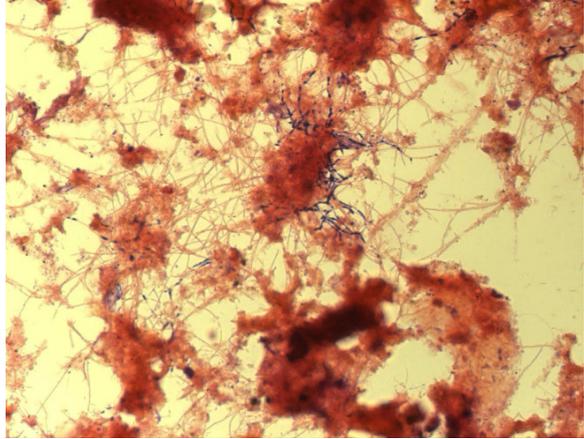
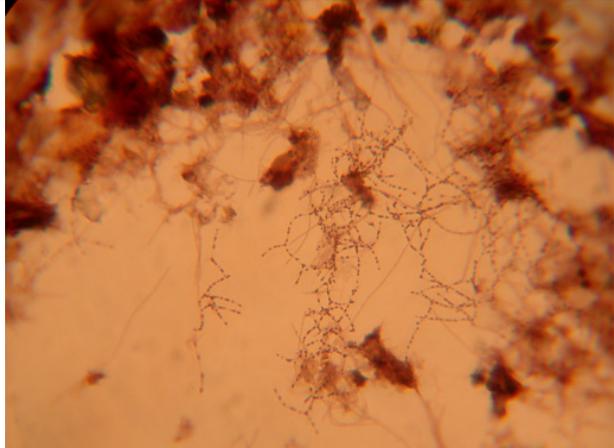
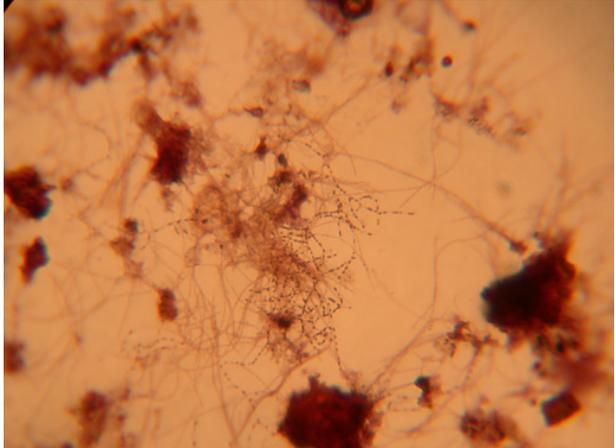
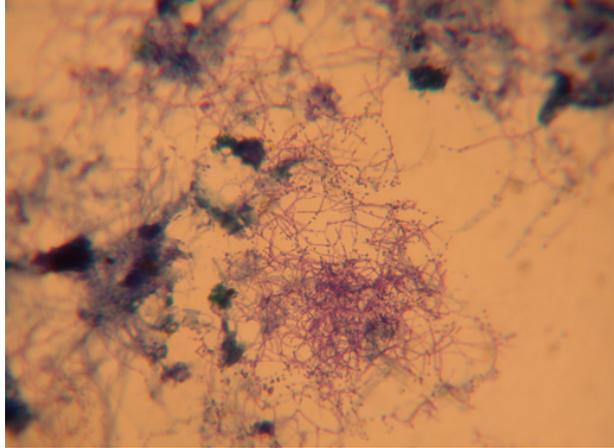
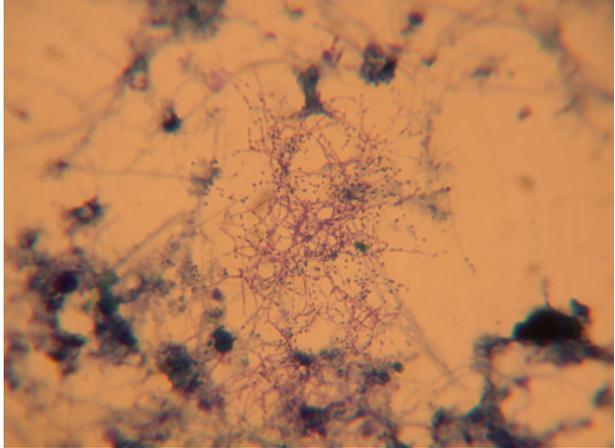
|   |  |
|---|--|
| Kristallviolett-Färbung (Dunkelfeld, 120fach):<br>Bestimmung der Gesamtfädigkeiten  | Gram-Färbung (Hellfeld, 1200fach): nocardiofor-<br>me Actinomyceten gram-positiv (schwarz-violett),<br>verzweigt; Haliscomenobacter hydrossis gram-negativ<br>(rot), gerade, kurz; |
|    |    |
| Schaum 06.05.03: Gesamtfädigkeit 6-7  | Nocardioforme Actinomyceten: Fädigkeit 5-6<br>Haliscomenobacter hydrossis: Fädigkeit 4   |
|   |   |
| Belebtschlamm 16.06.03: Gesamtfädigkeit 4   | Nocardioforme Actinomyceten: Fädigkeit 3<br>Haliscomenobacter hydrossis: Fädigkeit 4   |
|  |    |
| Belebtschlamm 25.8.03: Gesamtfädigkeit 4-5  | Nocardioforme Actinomyceten: Fädigkeit 3<br>Haliscomenobacter hydrossis: Fädigkeit 4-5   |

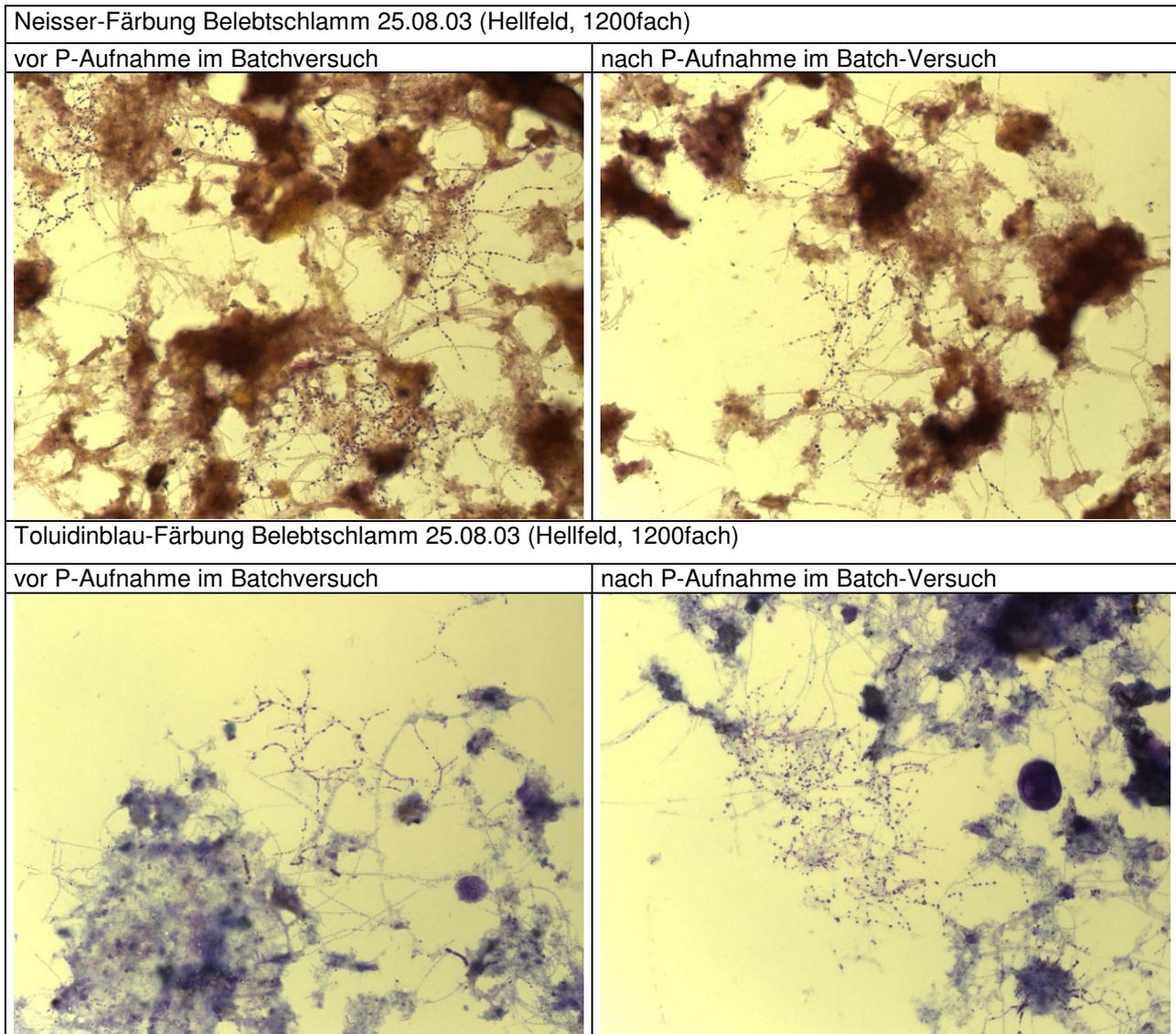
Abb. 1-12: Photodokumentation der mikroskopischen Untersuchungen (2)

#### 1.4.1.6 Mikroskopischer Nachweis der intrazellulären Polyphosphatgranula

Die in den Zellen der nocardioformen Actinomyceten gespeicherten Polyphosphatgranula konnten sowohl durch Färbung mit Neissers-Reagenz als auch mit Toluidinblau nachgewiesen werden. Die folgende Photodokumentation zeigt die mikroskopischen Aufnahmen der Polyphosphatgranula vor und nach erfolgter P-Aufnahme im Batch, zum einen für die vergleichenden Versuche zwischen Belebtschlamm und Schaum vom 31.10/14.11.02 (s. Abb. 1-13), zum anderen für einen P-Aufnahmeversuch mit Belebtschlamm vom 25.08.03 (s. Abb. 1-14).

| Neisser-Färbung Belebtschlamm 31.10.02 (Hellfeld, 1200fach)                         |  |
|---|--|
| vor P-Aufnahme im Batchversuch  | nach P-Aufnahme im Batch-Versuch   |
|   |   |
| Toluidinblau-Färbung Schaum 14.11.02 (Hellfeld, 1200fach)                           |  |
| vor P-Aufnahme im Batchversuch  | nach P-Aufnahme im Batch-Versuch   |
|  |  |

**Abb. 1-13: Mikroskopischer Nachweis der Polyphosphatgranula in den nocardioformen Actinomyceten im Belebtschlamm und im Schaum**



**Abb. 1-14: Mikroskopischer Nachweis der Polyphosphatgranula in den nocardioformen Actinomyceten im Belebtschlamm .**

Die Polyphosphatgranula in den nocardioformen Actinomyceten sind im Belebtschlamm und im Schaum sowohl vor als auch nach einer P-Aufnahme im Batch in ähnlichem Ausmaß zu erkennen. Eine Quantifizierung des möglicherweise während des Versuches aufgenommenen und als Polyphosphat gespeicherten Phosphates ist mittels Mikroskopie nicht möglich. Die Isolierung und Quantifizierung der Polyphosphate erfolgte daher nach einer Methode von Wolf .

#### **1.4.1.7 Ergebnisse der Untersuchung**

Auf der Kläranlage Rödingen erfolgt die Phosphatelimination durch Fällung mit Eisen. Es wurde ein tatsächlich erforderlicher Fällmittelverbrauch festgestellt, der weit unter dem theoretisch Fällmittelbedarf liegt. Da im Belebtschlamm zur Phosphatspeicherung befähigte nocardioforme Actinomyceten identifiziert wurden, wurde die Hypothese aufgestellt, dass eine Form der vermehrten biologischen Phosphorelimination vorliegen könnte. Das Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig wurde beauftragt, diesem Phänomen nachzugehen. Das Phosphataufnahmevermögen des Belebtschlammes der Kläranlage Rödingen und die Mechanismen der Phosphateliminierungsprozesse wurden anhand von Batchversuchen untersucht. Des Weiteren wurde eine Eisen-, Aluminium- und Phosphorbilanz der großtechnischen Anlage erstellt, um zu überprüfen, ob das Phosphataufnahmevermögen des Belebtschlammes auf chemische Fällungsprozesse beruht.

Die Versuchen zum Phosphataufnahmevermögen ergaben Folgendes:

- Der Belebtschlamm der Kläranlage Rödingen weist ein erhöhtes Phosphataufnahmevermögen auf.
- Die vorliegenden Prozesse der Phosphataufnahme zeigen eine deutliche Abweichung von denen der vermehrten biologischen Phosphorelimination.
- Die anfängliche Vermutung, dass die beobachtete Form der vermehrten Phosphataufnahme in direktem Zusammenhang mit dem Auftreten nocardioformer Actinomyceten steht, konnte nicht bestätigt werden.

Folgende Versuchsergebnisse weisen auf chemisch-physikalische Phosphateliminierungsprozesse hin:

- Der Belebtschlamm zeigte sowohl unter anaeroben Bedingungen als auch im inaktivierten Zustand eine kaum verminderte Phosphataufnahmekapazität.
- Mit einer Bestimmung des biologischen P-Bindungsanteils (Polyphosphate) konnte nachgewiesen werden, dass nur eine geringe biologische Phosphorelimination vorliegt. Diese geht wahrscheinlich auf die nocardioformen Actinomyceten zurück.
- Eine Elementanalyse des Belebtschlammes der Kläranlage Rödingen ergab keine Anreicherung von Schwermetallen im Belebtschlamm. Allerdings lag eine hohe Anreicherung von Eisen vor, so dass mit hoher Wahrscheinlichkeit eine chemische Phosphatfällung vorliegt.

Über eine Bilanzierung von Eisen, Aluminium und Phosphor an der großtechnischen Anlage ergaben sich folgende Erkenntnisse:

- Hinsichtlich des Aluminiums und Phosphors ergab sich eine annähernd geschlossene Bilanz.
- Mit der Bilanzierung von Eisen konnten der im Belebtschlamm analysierte hohe Eisengehalt nicht nachvollzogen werden.

- Eine anschließende Überprüfung der Fällmitteldosierung ergab eine Abweichung von nahezu 100%. Demnach lag der  $\beta$ -Wert bezogen auf die Phosphorzulaufkonzentration bei 1,0 und nicht wie angenommen bei 0,5. Berücksichtigt man noch den Einbau von Phosphor in die Biomasse, so ist die Fällmitteldosierung ausreichend.
- Eine Überprüfung der Zulaufwerte ergab zudem zeitweise stark erhöhte Werte an Eisen und Aluminium.

Aus den Ergebnissen ergeben sich folgende Empfehlungen für den großtechnischen Betrieb:

- Einstellung des  $\beta$ -Wertes durch ein für die Fällmitteldosierung geeigneten MID.
- Überwachung der Zulaufkonzentrationen an Eisen und Aluminium durch eine mengenproportionale Probenahme.

## 2 Sauerstoffmessung

### 2.1 Einfluss der Sauerstoffverschleppung auf die Denitrifikation

Zur Ermittlung der Sauerstoffverschleppung aus den Filtrationskammern in die Bio-Reaktoren wurden die Sauerstoffkonzentration und der Volumenstrom des Rezirkulationsstromes gemessen. Ziel der Untersuchungen ist die Ermittlung der Sauerstoffverschleppung aus den Filterkammern in die Bio-Reaktoren, um u.a. einen eventuellen Einfluss auf die Denitrifikation zu bestimmen.

Der Volumenstrom wurde auf der Kläranlage direkt online durch eine induktive-Durchfluss-Messung (IDM) bestimmt und vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt. Der Sauerstoffgehalt des Rezirkulationsvolumenstroms konnte nicht direkt in der Rezirkulationsleitung gemessen werden, weshalb nach Absprache mit dem Auftraggeber eine Bypassleitung zur Sauerstoffgehaltsmessung installiert wurde. In der Abbildung (s. Abb. 2-1 ) sind die Messstellen schematisch dargestellt.

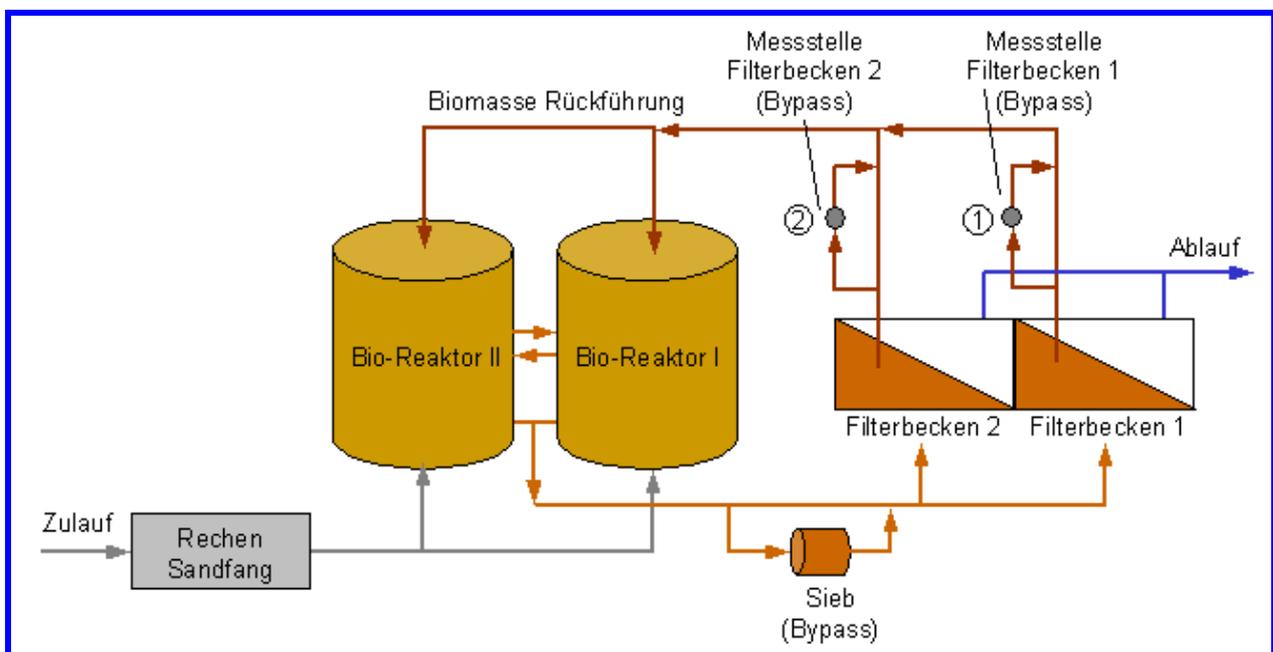


Abb. 2-1: Messstellen zur Bestimmung des Sauerstoffgehaltes in der Rezirkulation

Es wurden 13 Messungen bei verschiedenen Einstellungen des Rezirkulationsvolumenstroms und verschiedenen Zuflüssen durchgeführt. Um verschiedene Zuflüsse trotz vorherrschendem Trockenwetter zu realisieren, wurde der Zufluss im vorhandenen Oxidationsgraben der alten Kläranlage zwischengespeichert. Somit konnten verschiedene Zulaufsznarien simuliert werden.

Aus dem Rezirkulationsvolumenstrom und dem Sauerstoffgehalt in der Rezirkulationsleitung (Bypass) kann die Sauerstoffverschleppung (Sauerstofffracht in die Bio-Reaktoren) ermittelt werden. Für diese Einstellung ergibt sich exemplarisch ( s. Tab. 2-1 , Messung 2-08 ) :

$$B_{d,O_2} = 6,2 \text{ g/m}^3 \text{ O}_2 \cdot 203,6 \text{ m}^3/\text{h} / 1000 \text{ g/kg} = 1,27 \text{ kg/h.}$$

Diese Auswertung wurde für alle Messungen durchgeführt. Die Ergebnisse sind in der Tabelle (s. Tab. 2-1) zusammengestellt.

| Messung<br>[-] | Filter Nr.<br>[-] | RZ<br>[m³/h] | Zulauf<br>[m³/h] | RZ/Zulauf<br>[-] | O <sub>2</sub> -Gehalt<br>[mg/l] | O <sub>2</sub> -Verschleppung<br>[kg/h] |
|----------------|-------------------|--------------|------------------|------------------|----------------------------------|---|
| 1-01           | 1                 | 116          | 21               | 5,5              | 6,53                             | 0,76                                    |
| 1-02           | 2                 | 86           | 22               | 3,8              | 6,67                             | 0,57                                    |
| 2-01           | 1                 | 135          | 37               | 3,6              | 7,18                             | 0,97                                    |
| 2-02           | 1                 | 133          | 52               | 2,6              | 6,50                             | 0,86                                    |
| 2-03           | 1                 | 224          | 70               | 3,2              | 6,99                             | 1,57                                    |
| 2-04           | 2                 | 183          | 75               | 2,4              | 7,04                             | 1,29                                    |
| 2-05           | 2                 | 156          | 38               | 4,1              | 5,48                             | 0,86                                    |
| 2-07           | 1                 | 121          | 38               | 3,2              | 8,34                             | 1,01                                    |
| 2-08           | 1                 | 204          | 33               | 6,2              | 6,21                             | 1,27                                    |
| 2-09           | 1                 | 305          | 33               | 9,2              | 5,60                             | 1,71                                    |
| 2-10           | 2                 | 293          | 35               | 8,4              | 5,02                             | 1,47                                    |
| 2-11           | 2                 | 185          | 40               | 4,6              | 5,28                             | 0,98                                    |
| 2-12           | 2                 | 94           | 40               | 2,3              | 5,20                             | 0,49                                    |
| 2-15           | 1+2               | 405          | 135              | 3,0              | 5,66                             | 2,30                                    |
| 2-16           | 1                 | 200          | 70               | 2,9              | 4,73                             | 0,95                                    |

**Tab. 2-1: Ergebnisse der Sauerstoffverschleppungen aus den Filterkammern**

Insgesamt beträgt die Sauerstoffverschleppung aus den Filterbecken in die Bio-Reaktoren, je nach Rezirkulationsvolumenstrom, zwischen 0,5 und 2,3 kg O<sub>2</sub> je

Stunde. Zur Verdeutlichung ist in Abbildung (s. Abb. 2-2 ) die Sauerstoffverschleppung [kg O<sub>2</sub>/h] aus den Filterkammern in die Bio-Reaktoren in Abhängigkeit des Rezirkulationsvolumenstroms dargestellt. Es ergibt sich eine nahezu lineare Abhängigkeit zwischen Sauerstoffverschleppung und dem Rezirkulationsvolumenstrom, so dass diese Abhängigkeit durch folgende Funktion :

$$\text{Sauerstoffverschleppung } B_{d,O_2} = 0,0058 \cdot \text{RZ}$$

mit  $B_{d,O_2}$  = Sauerstofffracht aus den Filterkammern in die Bio-Reaktoren  
(Verschleppung) [kg O<sub>2</sub>/h]

RZ = Rezirkulationsvolumenstrom [m³/h]

beschrieben werden kann.

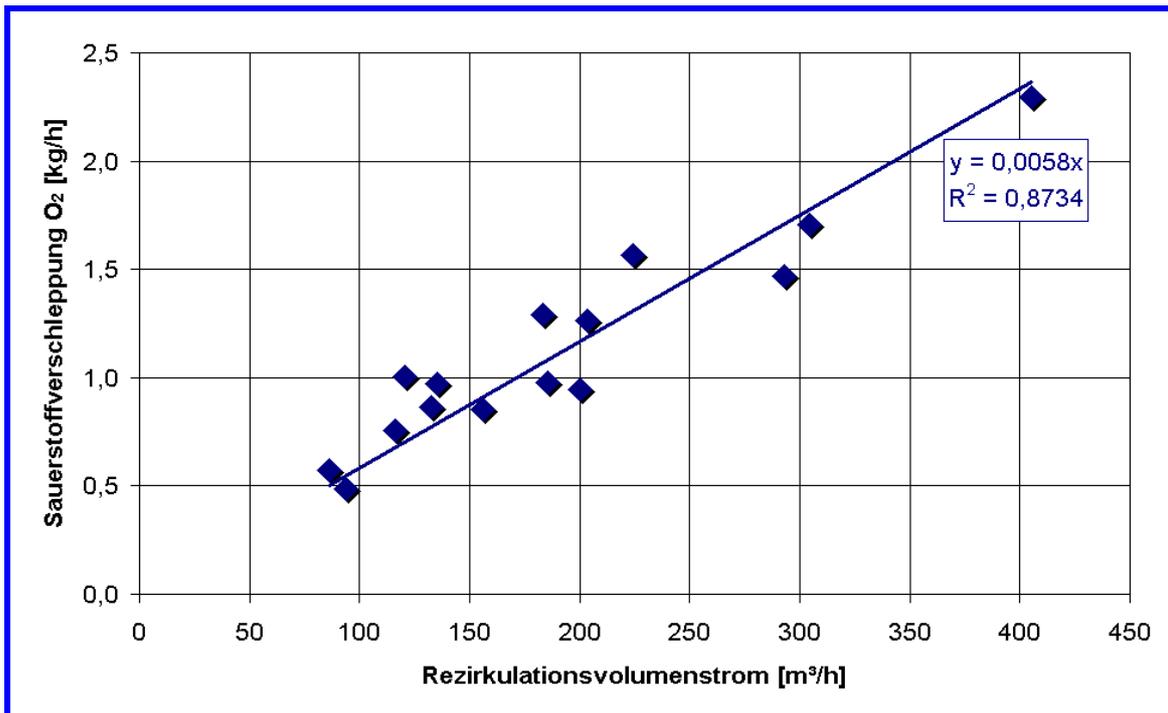


Abb. 2-2: Sauerstoffverschleppung in Abhängigkeit des Rezirkulationsvolumenstroms

Der zurückgeführte Sauerstoff wird von den Mikroorganismen verwendet, um den leicht abbaubaren CSB aerob zu veratmen. Somit steht dieser CSB nicht mehr für die Denitrifikation zur Verfügung.

Eines der Ziele dieser Untersuchung ist die Bestimmung der optimalen Rückführ- und Rezirkulationsraten des sauerstoffangereicherten belebten Schlammes aus den Filterkammern, so dass die Denitrifikation einerseits und die Membranen vor einer Verschlämzung andererseits gesichert sind.

Es wird davon ausgegangen, dass beim Eintrag von gelöstem Sauerstoff genau der Anteil des leicht abbaubaren CSB aerob veratmet wird, der ansonsten für die Denitrifikation zur Verfügung stehen würde. Damit kann der für die Denitrifikation verfügbare CSB (anoxisch verfügbar) berechnet werden, in dem vom insgesamt verfügbaren CSB der durch die Sauerstoffverschleppung abgebaute CSB abgezogen wird.

Zur Verdeutlichung ist in folgender Abbildung (s. Abb. 2-3) der aerob verbrauchte CSB in Prozent vom verfügbaren CSB (= 2,84 kg/h) in Abhängigkeit vom Rezirkulationsvolumenstrom dargestellt.

Es zeigt sich, dass bei sehr hohen Rezirkulationsvolumenströmen der leicht verfügbare CSB zum größten Teil aerob veratmet wird und somit (bei diesem Zulaufscenario) nicht mehr für die Denitrifikation genutzt werden kann. Bei einem Rezirkulationsvolumenstrom von 300 m³/h werden bereits 60 % des zur Verfügung stehenden, leicht abbaubaren CSB aerob veratmet; somit stehen nur noch etwa 40 % des CSB für die Denitrifikation zur Verfügung.

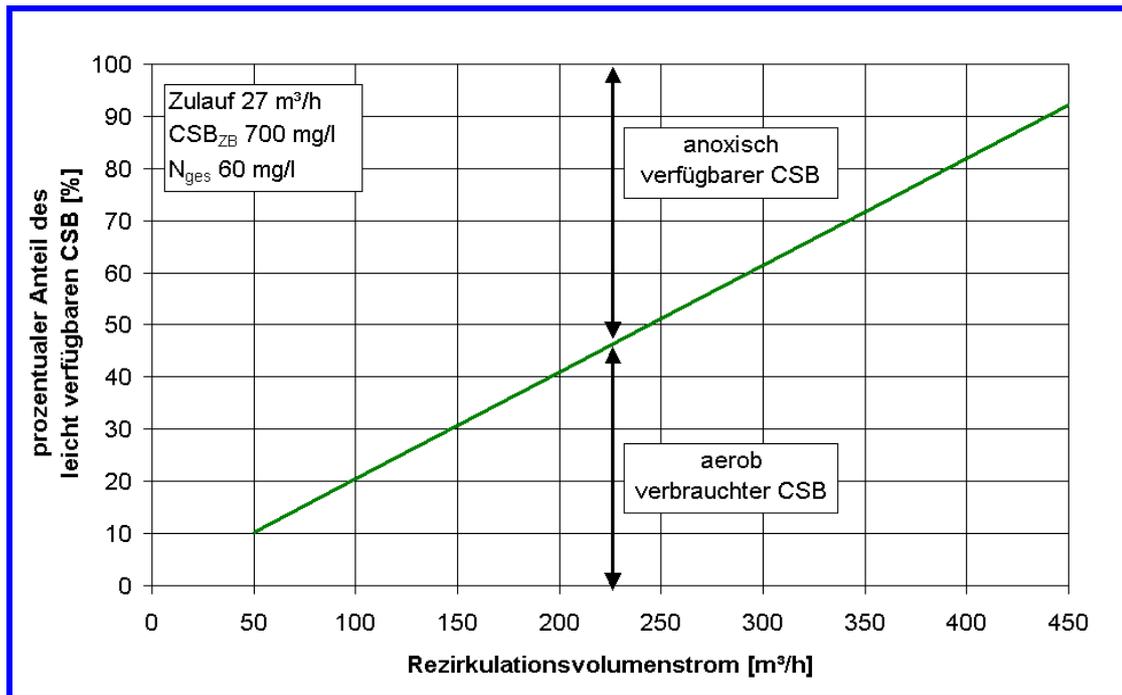


Abb. 2-3: Aerob verbrauchter CSB in Abhängigkeit vom Rezirkulationsvolumenstrom

Eine Darstellung der absoluten Werte [kg/h] befindet sich in der Abbildung (s. Abb. 2-4 ). Es sind die für die Denitrifikation verfügbare CSB-Fracht [2,84 kg O<sub>2</sub>/h], die Sauerstoffverschleppung und der restliche, für die Denitrifikation anoxisch verfügbare CSB in Abhängigkeit vom Rezirkulationsvolumenstrom (unten) bzw. der zugehörigen Rezirkulationsrate (oben) dargestellt.

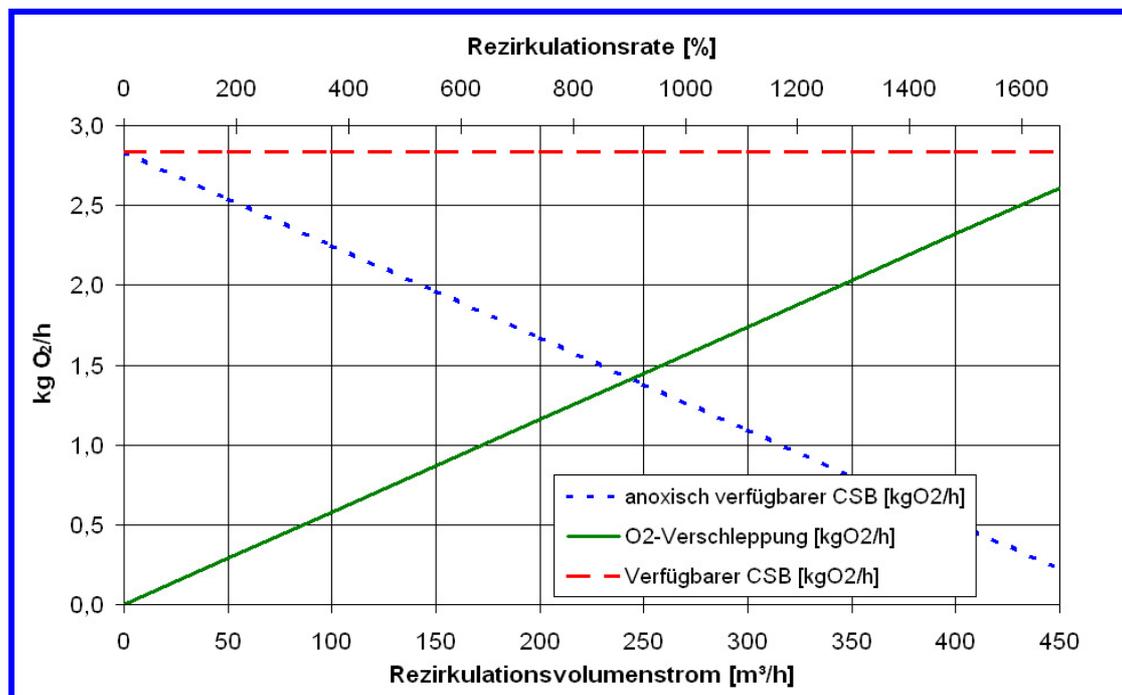


Abb. 2-4: Linearisierte Sauerstoffverschleppung und verfügbarer CSB

Bei einem Rezirkulationsvolumenstrom von 300 m<sup>3</sup>/h stehen demnach nur noch etwa 1 kg O<sub>2</sub>/h von den insgesamt 2,84 kg O<sub>2</sub>/h verfügbaren CSB für die anoxische Denitrifikation zur Verfügung.

Der für die Denitrifikation zur Verfügung stehende Rest-CSB (anoxisch verfügbarer CSB) ist somit bekannt. Mit diesem anoxisch zur Verfügung stehenden CSB kann der denitrifizierbare Stickstoff (NO<sub>3</sub>-N) stöchiometrisch berechnet werden; es werden 2,86 kg CSB zur Reduktion von 1 kg NO<sub>3</sub>-N benötigt.

Um die Auswirkungen auf die Denitrifikation zu quantifizieren, muss der vorhandene, zu denitrifizierende Stickstoff ermittelt werden. Dazu wurde eine Stickstoffbilanz nach ATV-DVWK Arbeitsblatt – A 131 [2000] durchgeführt:

Die im Mittel zu denitrifizierende Nitratkonzentration ergibt sich zu :

$$S_{\text{NO}_3,\text{D}} = C_{\text{N,ZB}} - S_{\text{orgN,AN}} - S_{\text{NH}_4,\text{AN}} - S_{\text{NO}_3,\text{AN}} - X_{\text{orgN,BM}}$$

mit:

$C_{\text{N,ZB}}$  = Stickstoff-Zulaufkonzentration (= 60 mg/l)

$S_{\text{orgN,AN}}$  = Konzentration des organischen Stickstoffs im Ablauf der Anlage  
(= 1 mg/l)

$S_{\text{NH}_4,\text{AN}}$  = Konzentration von Ammonium im Ablauf der Anlage (= 0 mg/l)

$S_{\text{NO}_3,\text{AN}}$  = Konzentration an Nitrat im Ablauf der Anlage (= 0 mg/l)  
(um die maximal zu denitrifizierende Nitratmenge zu errechnen)

$X_{\text{orgN,BM}}$  = in die Biomasse eingebauter, organischer Stickstoff  
(= 0,025 · CSB = 17,5 mg/l)

Somit beträgt die maximal zu denitrifizierende Nitratkonzentration:

$$S_{\text{NO}_3,\text{D}} = 60 - 1 - 0 - 0 - 17,5 \text{ [mg/l]} = 41,5 \text{ mg/l}$$

bzw. bezogen auf den Zulauf von 27 m<sup>3</sup>/h eine stündliche Nitratfracht von 1,12 kg N/h.

In folgender Abbildung (s. Abb. 2-5 ) ist die maximal vorhandene Nitratfracht und die stöchiometrisch, aus der CSB-Verfügbarkeit ermittelte maximal denitrifizierbare Nitratfracht in Abhängigkeit vom Rezirkulationsvolumenstrom dargestellt.

Die lineare Abnahme der maximal denitrifizierbaren Nitratfracht ergibt sich aus der linearen Abhängigkeit der Sauerstoffverschleppung vom Rezirkulationsvolumenstrom.

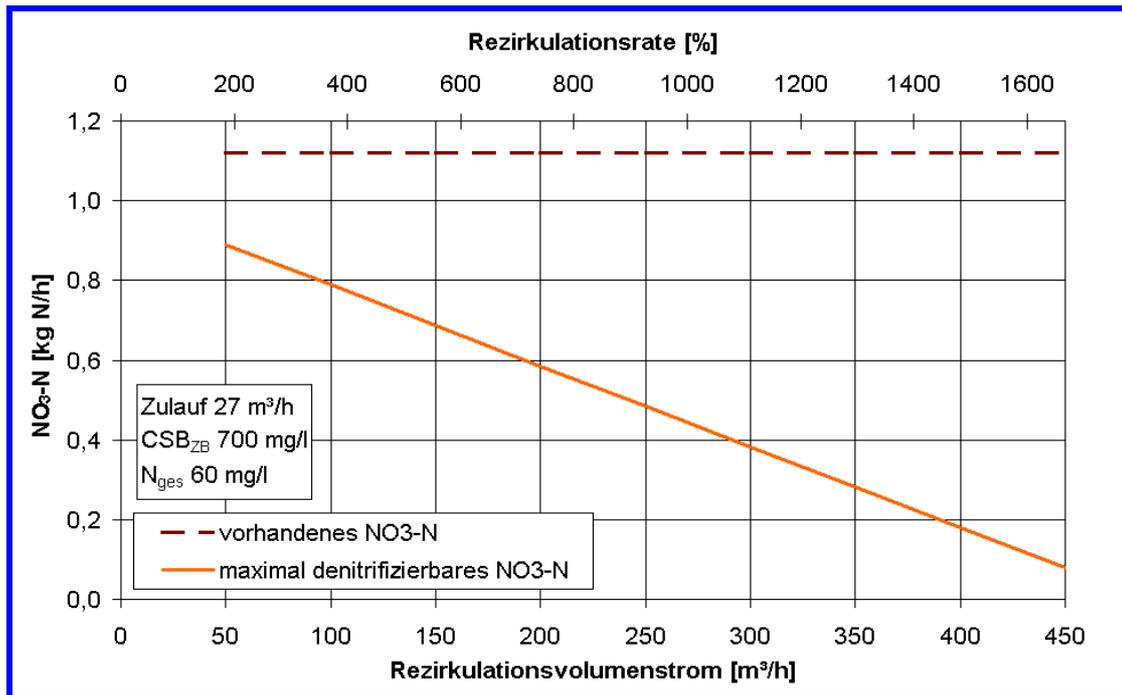


Abb. 2-5: Vorhandenes und maximal denitrifizierbares Nitrat (NO<sub>3</sub>-N)

Aus der Differenz der vorhandenen und maximal denitrifizierbaren Nitratfracht kann die Ablauf-Nitratfracht berechnet werden. Zur besseren Einordnung sind in folgender Abbildung (s. Abb. 2-6 ) die Nitratfrachten direkt in Nitratablaufkonzentrationen ( $Q_{ZB} = 27 \text{ m}^3/\text{h}$ ) umgerechnet worden.

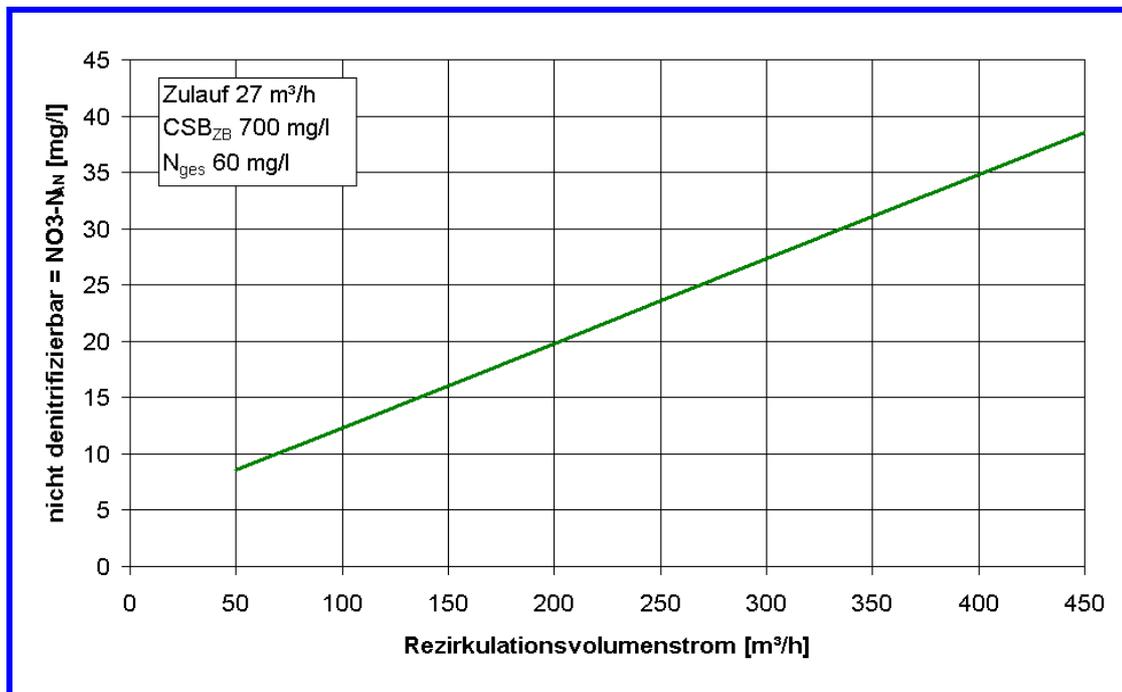


Abb. 2-6: Rechnerisch ermittelte Nitrat-Ablaufkonzentrationen in Abhängigkeit vom Recirkulationsvolumenstrom

Zu erkennen ist, dass die Nitratblaufkonzentration mit steigendem Rezirkulationsvolumenstrom ansteigt. Bislang wurde lediglich rechnerisch die gesamte zur Verfügung stehende Nitratfracht betrachtet, wobei das Denitrifikationsverfahren (vorgeschaltet/simultan) keine Beachtung fand. Die Membranbelebungsanlage Rödigen wurde im Jahr 2000 mit einer vorgeschalteten Denitrifikation betrieben und seit dem Jahr 2001 mit simultaner Denitrifikation. Deshalb werden im folgenden diese beiden Denitrifikationsverfahren untersucht.

### 2.1.1 Betrachtung der vorgeschalteten Denitrifikation

Bei der vorgeschalteten Denitrifikation wird nicht nur die Sauerstoffverschleppung sondern auch das Nitratangebot durch die Rezirkulationsrate bestimmt:

$$\text{rückgeführtes Nitrat} = \text{RZ}/(1+\text{RZ})$$

Somit kann, auf Grundlage von Abbildung (s. Abb. 2-5 und Abb. 2-6), die Nitratblaufkonzentration für eine vorgeschaltete Denitrifikation berechnet werden. Im Betrieb der MBR Rödigen gibt es allerdings 2 Möglichkeiten das Nitrat zurückzuführen. Erstens kann das Nitrat in die anoxische Denitrifikation rückgeführt werden. Hierbei muss die Sauerstoffverschleppung aus der Rezirkulation angerechnet werden. Zweitens kann das Nitrat in die aerobe Nitrifikation rückgeführt werden und aus dieser in die Denitrifikationszone. Hierbei ist die Sauerstoffverschleppung deutlich geringer als durch die direkte Rückführung, da der Sauerstoffgehalt in der Nitrifikationszone lediglich 2 mg/l beträgt. Für diesen Fall wurde mit einer geringeren Sauerstoffverschleppung der analoge Rechengang durchgeführt. In Abbildung (s. Abb. 2-7) sind die rechnerisch ermittelten Nitratblaufkonzentrationen für beide Szenarien (Rückführung in die Denitrifikation bzw. Rückführung in die Nitrifikation und aus dieser in die Denitrifikation) in Abhängigkeit vom Rezirkulationsvolumenstrom dargestellt.

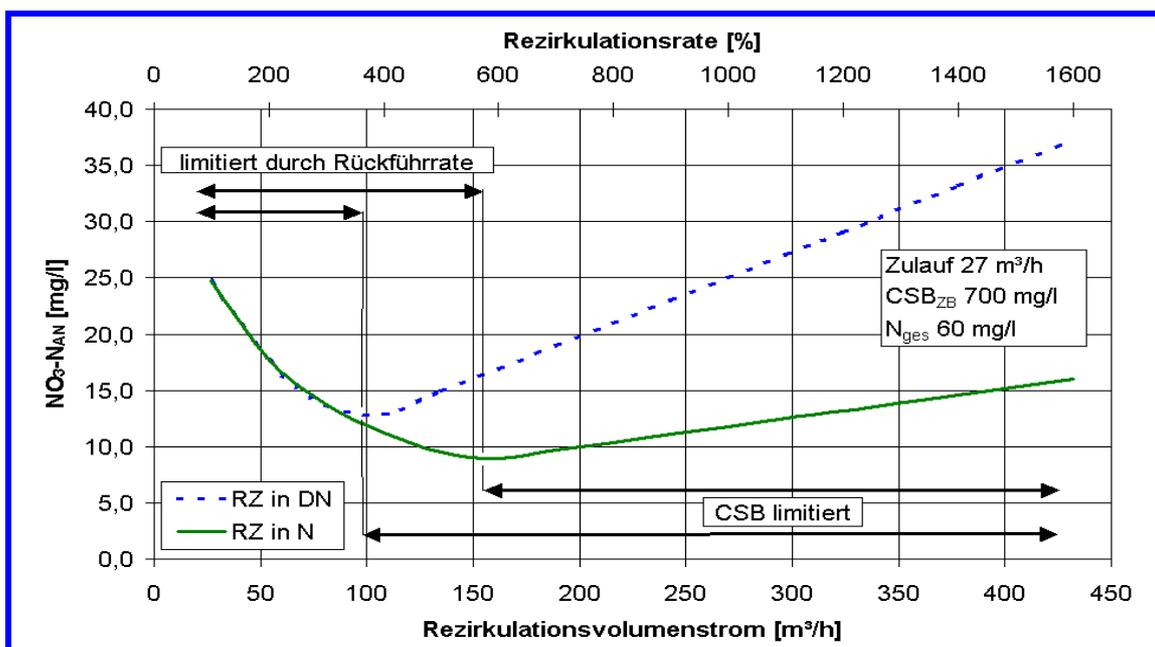


Abb. 2-7: Einfluss der Sauerstoffverschleppung auf die vorgeschaltete Denitrifikation

Bei einer direkten Rückführung in die Denitrifikationszone ergibt sich eine nahezu identische Ablaufkonzentration wie in der Abbildung (s. Abb. 2-6). Jedoch ist die Nitratablaufkonzentration bei geringen Rezirkulationsvolumenströmen ( $< 100 \text{ m}^3/\text{h}$ ) höher, da hier die Rückföhrtrate limitierend wirkt; es wird nicht genug Nitrat zuröckgeföhrt. Ab einem Rezirkulationsvolumenstrom von etwa  $100 \text{ m}^3/\text{h}$  ist die Sauerstoffverschleppung so groß, dass nicht mehr genug Kohlenstoff zur Verfügung steht; die Denitrifikation ist CSB-limitiert. Bei einer Rückföhstrategie in die Nitrifikationszone und von dort in die Denitrifikationszone sind die Ablaufkonzentrationen aufgrund der geringeren Sauerstoffverschleppung deutlich geringer. Hier wird die Denitrifikation erst ab einem Rezirkulationsvolumenstrom von  $> 150 \text{ m}^3/\text{h}$  CSB-limitiert.

### **2.1.2 Betrachtung der simultanen Denitrifikation**

Bei der simultanen Denitrifikation werden beide Bio-Reaktoren parallel für 50 Minuten belüftet (Nitrifikationsphase) und anschließend 30 Minuten nicht belüftet (Denitrifikationsphase). Um die möglichen Nitratablaufkonzentrationen zu berechnen, wurde auf Basis der Tagesfrachten eine Mittelwertbildung vorgenommen. Täglich werden die Bio-Reaktoren 15 Stunden belüftet. Hierbei hat die Sauerstoffverschleppung keine negativen Auswirkungen auf den Prozess; im Gegenteil wird hier zusätzlich Sauerstoff aus den Filterkammer in die Bio-Reaktoren eingetragen (während der Nitrifikation). Während der täglich neun Stunden Denitrifikation wirkt sich allerdings die Sauerstoffverschleppung negativ auf die Denitrifikation aus, da die Rezipulation in jedem Falle in die Denitrifikation rückgeföhrt wird. Demnach wurde die Sauerstoffverschleppung unter Verwendung des Faktors  $9/24$  berechnet. Anschließend wurden in analoger Vorgehensweise wie zuvor die Nitratablaufkonzentrationen rechnerisch ermittelt. Es wurden jedoch lediglich die Denitrifikationsphasen betrachtet; während der Nitrifikationsphase stellt sich ein höherer Nitrat-Ablaufwert ein, da das gebildete Nitrat nicht direkt denitrifiziert wird. In der Abbildung (s. Abb. 2-8 ) sind die Nitratablaufkonzentrationen während der Denitrifikationsphasen in Abhängigkeit vom Rezipulationsvolumenstrom für die simultane Denitrifikation dargestellt .

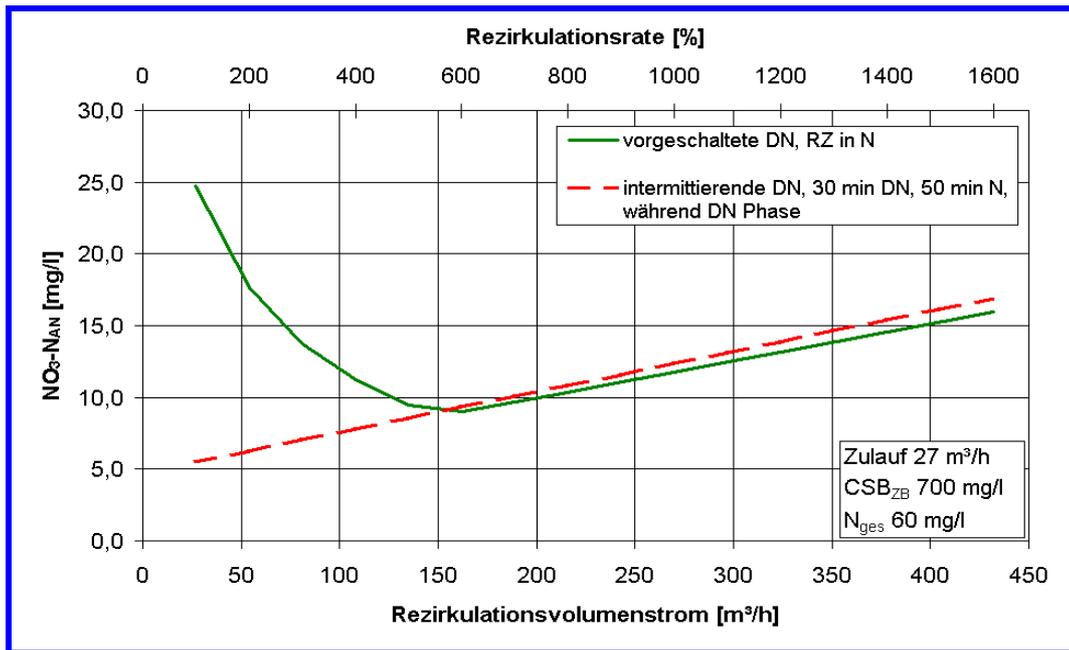


Abb. 2-8: Vergleich der Denitrifikationsverfahren

Zu erkennen ist, dass für beide Denitrifikationsverfahren nahezu identische Ablaufwerte zu erwarten sind, wenn bei einer vorgeschalteten Denitrifikation die Rezirkulation aus den Filterbecken in die Nitrifikationszone rückgeführt wird. Für dieses ZulaufszENARIO sind für die MBA Rödingen unabhängig vom Denitrifikationsverfahren Nitratlaufkonzentrationen von ca. 10 bis 15 mg/l zu erwarten.

## 2.2 Einfluss der Rezirkulationsrate auf die Eindickung im Filterbecken

Der belebte Schlamm im Filterbecken wird durch die Membranfiltration eingedickt. In der nächsten Abbildung (s. Abb. 2-9) ist der Bilanzraum des Filterbeckens dargestellt. Basis der Berechnungen ist ein TS-Gehalt im Bio-Reaktor von 12 kg/m<sup>3</sup>.

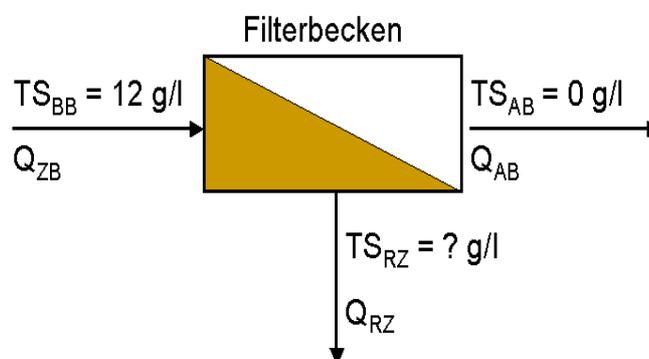


Abb. 2-9: Bilanzraum des Filterbeckens

In folgender Abbildung (s. Abb. 2-10 ) ist der Anstieg des TS-Gehaltes im Filterbecken in Abhängigkeit von der Rezirkulationsrate dargestellt. Je geringer die Rezirkulationsrate umso stärker dickt der Schlamm ein. Bei einer Rezirkulationsrate von 400 % beträgt der TS-Gehalt im Filterbecken etwa 15 kg/m<sup>3</sup> bei einem TS-Gehalt von 12 kg/m<sup>3</sup> in der Belevung. Bei kleineren Rezirkulationsraten steigt die Kurve steil an; bereits bei 200 % Rückführung würde der TS-Gehalt um 6 kg/m<sup>3</sup> in der Filterkammer ansteigen. Um den belebten Schlamm nicht zu sehr einzudicken, sollte die Rezirkulationsmenge mindestens 400 % des Zulaufs betragen, um nicht in einen zu steilen Anstieg des TS-Gehaltes zu geraten.

Aus Kapitel 2.1 ist bekannt, dass der Rezirkulationsvolumenstrom bei einer vorgeschalteten Denitrifikation zwischen 100 und 150 m<sup>3</sup>/h (entspricht ca. 400 – 600 % bezogen auf einen Zulauf von 27 m<sup>3</sup>/h) betragen sollte. Bei dieser Rezirkulationsmenge beträgt die Eindickung im Filterbecken zwischen 2 und 3 kg/m<sup>3</sup>.

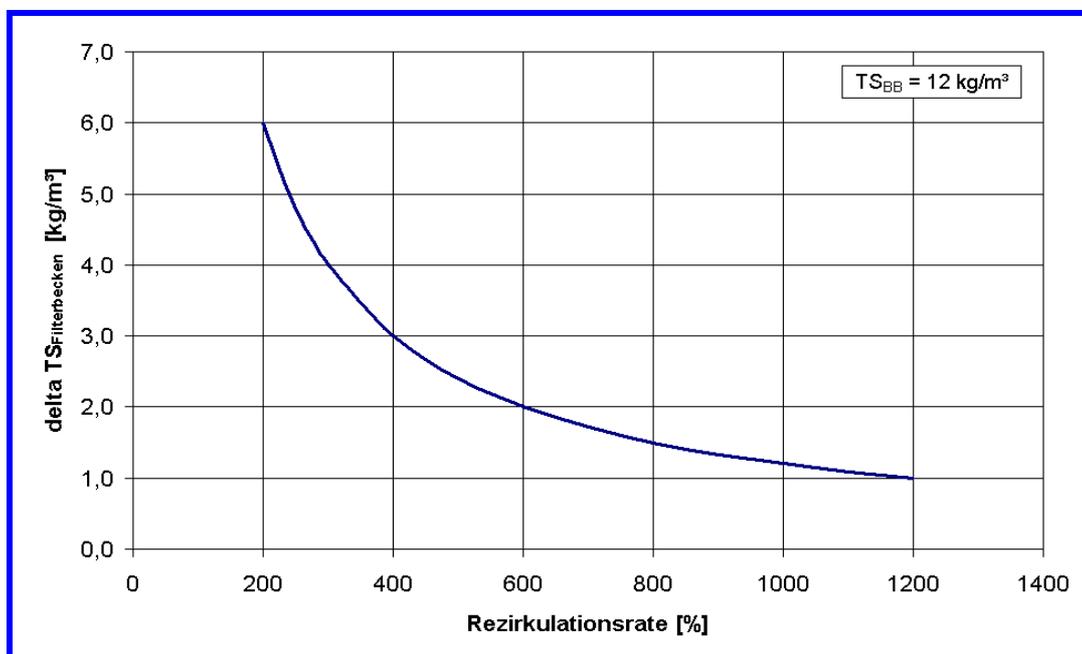


Abb. 2-10: Eindickung des belebten Schlammes im Filterbecken

### 2.3 Viskosität des belebten Schlammes

Der untersuchte Schlamm der Membranbelevungsanlage Rödigen weist ein strukturviskoses Verhalten auf, d.h. die Viskosität vermindert sich mit zunehmenden Schergefälle. Ein Newton'sches Fließverhalten ist nicht gegeben, weshalb auch immer zur Angabe der Viskosität die zugehörige Scherrate angegeben werden muss. In der nächsten Abbildung (s. Abb. 2-11) sind die Viskositätskurven der neueren Messungen im Vergleich zu den älteren Untersuchungen aus dem Jahr 2000 dargestellt.

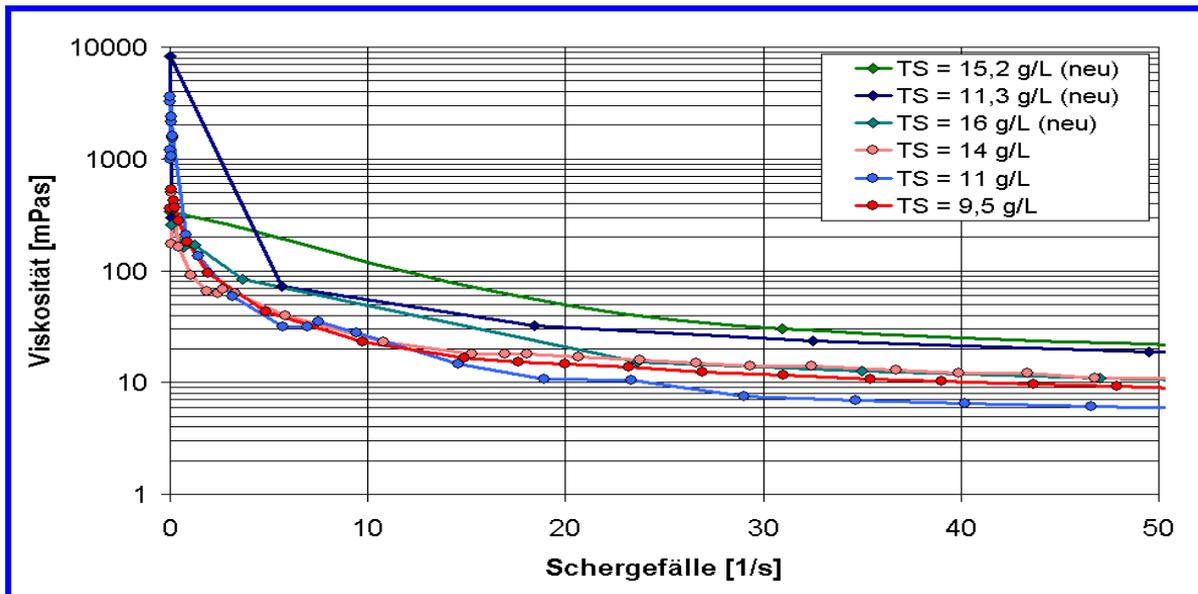


Abb. 2-11: Viskositätskurven des belebten Schlamms aus den Bio-Reaktoren

In der Tabelle (s. Tab. 2-2) sind die Ergebnisse der Bestimmungen der Viskosität bei einer Scherrate von 40 1/s dargestellt. Zu Vergleichszwecken sind auch die Viskositätsergebnisse aus dem ersten Forschungsvorhaben mit aufgeführt. Die Scherrate von 40 1/s wurde in Anlehnung an die Veröffentlichungen von Günder [1999] zur besseren Vergleichbarkeit gewählt. Im folgenden wird diese Viskosität bei einer Scherrate von 40 1/s als „repräsentative Viskosität“ bezeichnet.

| Datum                | TS-Gehalt [g/l] | Scherrate D [1/s] | Schubspannung $\tau$ [mPa] | Viskosität $\nu$ [mPas] |
|----------------------|-----------------|-------------------|----------------------------|-------------------------|
| Mai 2000             | 14              | 40                | 537                        | 13,5                    |
| August 2000          | 11              | 40                | 248                        | 6,4                     |
| Oktober 2000         | 9,5             | 40                | 263                        | 6,6                     |
| <b>November 2002</b> | <b>11,3</b>     | <b>40</b>         | <b>840</b>                 | <b>21</b>               |
| <b>März 2003</b>     | <b>15,2</b>     | <b>40</b>         | <b>996</b>                 | <b>28</b>               |
| <b>August 2003</b>   | <b>16,0</b>     | <b>40</b>         | <b>470</b>                 | <b>12</b>               |

Tab. 2-2: Messergebnisse der Viskositätsmessungen (Bio-Reaktoren)

Die repräsentative Viskosität des belebten Schlamms die MBA Rödigen ist im Vergleich zu den Untersuchungen des Jahres 2000 bei den Untersuchungen im November 2002 und März 2003 stark erhöht. Bei einem TS-Gehalt von 11,3 g/l betrug die repräsentative Viskosität im November 2002 etwa 21 mPas (bei 40 1/s); hingegen wurde die repräsentative Viskosität im August 2000 bei ähnlichem TS-Gehalt lediglich zu 6,4 mPas (bei 40 1/s) bestimmt. Im August 2003 betrug die repräsentative Viskosität jedoch bei einem TS-Gehalt von 16 g/l „nur“ 12 mPas; d.h. im Bereich der Messungen aus dem Jahr 2000.

Zur besseren Veranschaulichung ist die repräsentative Viskosität in der Abbildung (s. Abb. 2-12) gegen den TS-Gehalt aufgetragen. Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen repräsentativer Viskosität und TS-

Gehalt kann anhand dieser Abbildung nicht festgestellt werden, obschon ein Trend zu höheren Viskositäten bei höheren TS-Gehalten vorhanden ist.

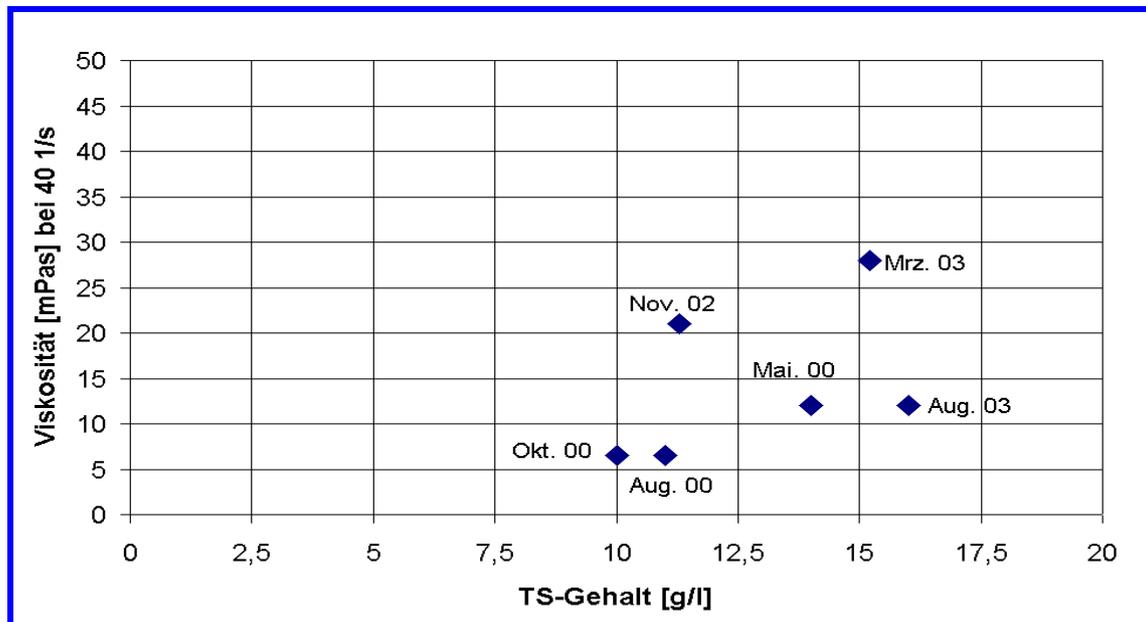


Abb. 2-12: Repräsentative Viskosität in Abhängigkeit vom TS-Gehalt

## 2.4 Sauerstoffeintragsmessungen im Filterbecken und Bio-Reaktor

Aus den Sauerstoffeintragsmessungen an der Membran-Spülbelüftung (Crossflow) in den Filterbecken lässt sich erkennen, dass der Sauerstoffeintrag auch bei diesem mittelblasigen Belüftungssystem vom TS-Gehalt abhängt. Bei steigendem TS-Gehalt reduziert sich der Sauerstoffeintrag.

Die  $\alpha$ -Werte sind entsprechend dem Sauerstoffeintrag auch vom TS-Gehalt abhängig und reduzieren sich bei steigendem Feststoffgehalt. Bei TS-Gehalten von etwa 8 g/l bis 15 g/l wurden  $\alpha$ -Werte zwischen 0,2 und 0,4 ermittelt.

Insgesamt zeigt sich, dass die mittelblasige Belüftungseinrichtung, die zur Deckschichtkontrolle eingesetzt wird, einen sehr geringen Sauerstoffeintrag aufweist. In folgender Abbildung (s. Abb. 2-13) sind die spezifischen Sauerstoffzufuhrraten in Abhängigkeit vom TS-Gehalt dargestellt. Es ist erkennbar, dass die spezifische Sauerstoffzufuhr unter Betriebsbedingungen zwischen 2,5 und 5 g/(m<sup>3</sup><sub>N</sub>·m) beträgt. In Reinwasser werden Werte über 10 g/(m<sup>3</sup><sub>N</sub>·m) erzielt.

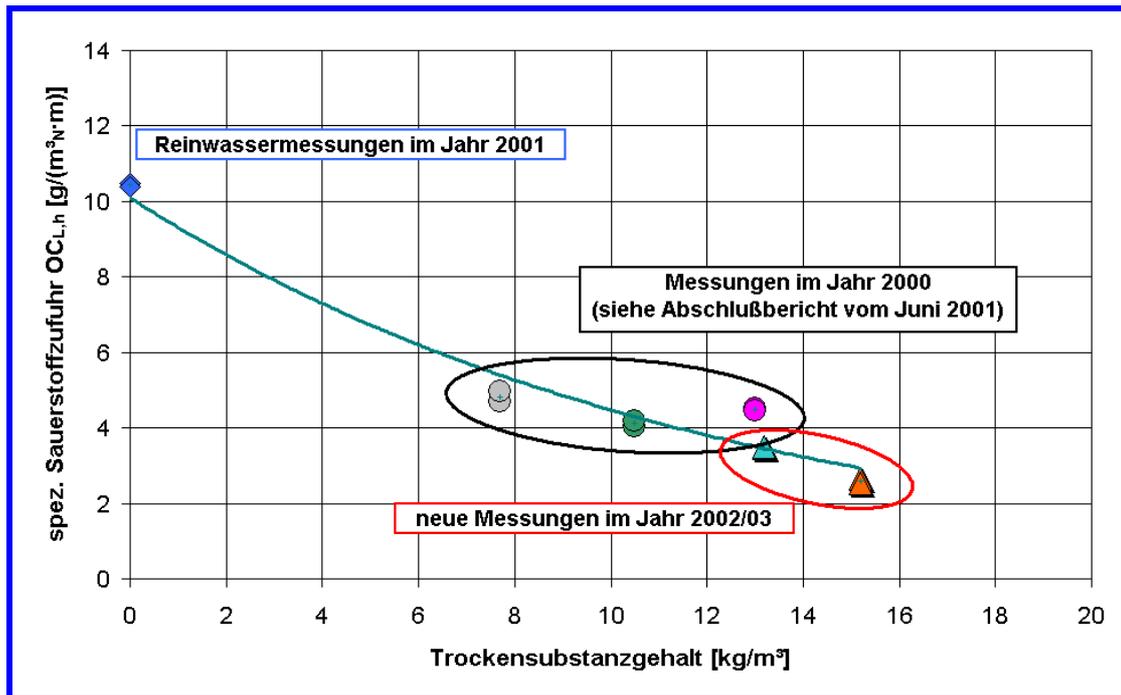


Abb. 2-13: Spezifische Sauerstoffzufuhr der Filterbecken vs. TS-Gehalt

In den Bio-Reaktoren wurden in den Jahren 2002 und 2003 die EPDM-Belüftungselemente (Oxyflex) durch identische Silikon-Belüftungselemente (Oxyflex) ausgetauscht. Untersuchungen mit beiden Materialien sowohl im Labor des Institutes WAR als auch auf einer anderen Kläranlage des Auftraggebers ergaben, dass die neuen Silikon-Belüftungselemente im Mittel bei hohen Luftbeaufschlagungen nur 95 % des Sauerstoffeintrags liefern, den die EPDM-Belüftungselemente erbracht haben. Um eine Fortsetzung der  $\alpha$ -Werte über einen längeren Zeitraum zu ermöglichen, wurden die neueren Messergebnisse mit einem Korrekturfaktor von 1,05 auf den EPDM-Wert korrigiert.

Insgesamt lässt sich nur der Trend erkennen, dass die  $\alpha$ -Werte bei steigendem TS-Gehalt reduziert werden. Eine Abminderung der  $\alpha$ -Werte mit der Zeit (im Zeitraum 2000 bis 2003) kann nicht festgestellt werden, obwohl die Belüftungselemente in der letzten Messphase bereits über ein Jahr in Betrieb waren.

Eine Abhängigkeit des  $\alpha$ -Wertes von der Viskosität kann ermittelt werden. Eine steigende Viskosität reduziert den Stoffübergang und damit die  $\alpha$ -Werte. Auch hier kann kein Trend zu geringeren  $\alpha$ -Werten im Zeitraum 2000 bis 2003 festgestellt werden. Weiterhin konnte gemessen werden, dass sich die Viskosität mit steigendem Feststoffgehalt tendenziell erhöht; eine funktionaler Zusammenhang mit einer hoher Korrelation kann jedoch nicht ermittelt werden.

Es zeigt sich somit, dass der  $\alpha$ -Wert keine Konstante darstellt, der in Abhängigkeit der Viskosität und/oder des TS-Gehaltes exakt bestimmbar ist. Bereits im ersten Forschungsvorhaben wurde unter Anwendung der Abluftmethode darauf verwiesen, dass der  $\alpha$ -Wert täglichen Schwankungen unterliegt. Auch in diesem Forschungsvorhaben lässt sich, auch ohne Anwendung der Abluftmethode folgern, dass der  $\alpha$ -Wert Schwankungen unterworfen ist, ebenso wie der Zustand der Schlammeigenschaften. Dies

lässt sich daraus ableiten, dass der belebte Schlamm bei ähnlichen TS-Gehalten unterschiedliche Viskositäten und unterschiedliche anorganische Anteile aufweist.

Insgesamt zeigt sich, dass die  $\alpha$ -Werte im Bio-Reaktor tendenziell geringfügig höher sind als im Filterbecken. In der nächsten Abbildung (s. Abb. 2-14 ) sind alle  $\alpha$ -Werte beider Becken graphisch dargestellt. Zur besseren Einordnung wurde auf die Schwankungsbreiten in dieser Abbildung verzichtet.

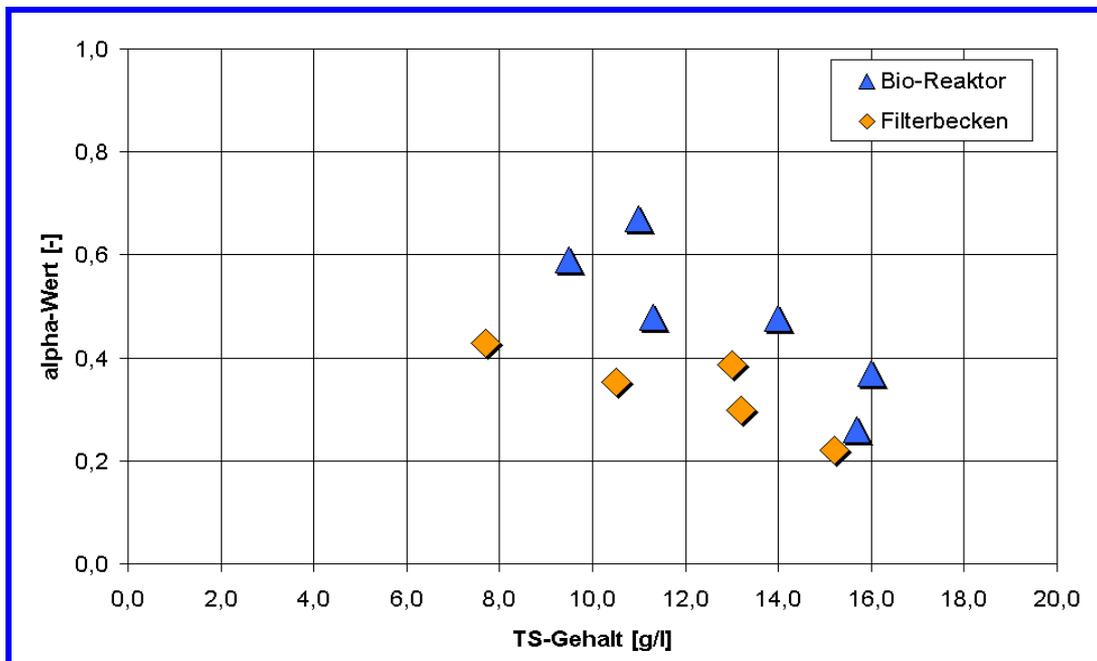


Abb. 2-14:  $\alpha$ -Werte aus Bio-Reaktor und Filterbecken im Vergleich

Obwohl im Filterbecken eine deutlich höhere Turbulenz vorherrscht, sind die  $\alpha$ -Werte kleiner. Mögliche Gründe für dieses Ergebnis können die unterschiedlichen Einblastiefen, die unterschiedlichen Belüftungssysteme und unterschiedlichen Luftvolumenströme sein. Es besteht weiterer Forschungsbedarf zur Klärung des Einflusses des  $\alpha$ -Wertes von diesen Parametern.

Die resultierenden  $\alpha$ -Werte aller Messungen sind in der Abbildung (s. Abb. 2-15 ) graphisch dargestellt. Alle  $\alpha$ -Werte sind auf eine Wassertiefe von 4,15 m im Bio-Reaktor umgerechnet worden, um einen Vergleich ziehen zu können.

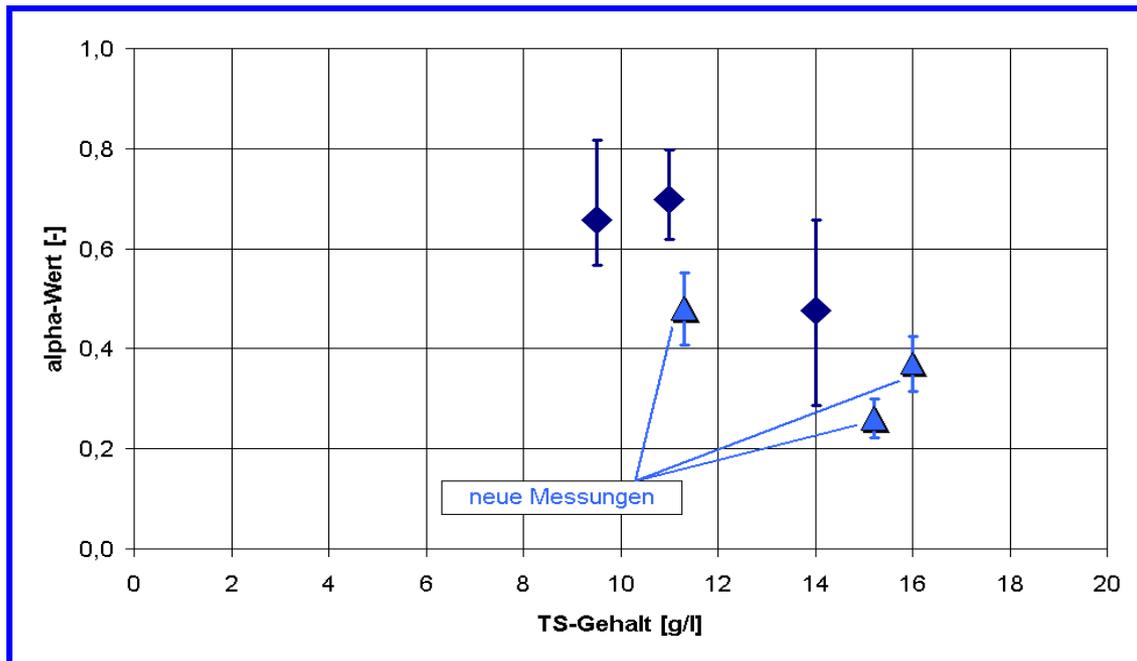


Abb. 2-15:  $\alpha$ -Werte vs. TS-Gehalt (alle Messreihen)

Insgesamt lässt sich der Trend beobachten, dass sich der  $\alpha$ -Wert mit steigendem TS-Gehalt reduziert. Diese Beobachtung konnte auch an anderen Membranbelebungsanlagen bestätigt werden. Da die eigentliche Einflussgröße auf den Stoffübergang die Viskosität darstellt und nicht der TS-Gehalt, wurden die  $\alpha$ -Werte auch in Abhängigkeit von der Viskosität aufgetragen. In Abbildung (s. Abb. 2-16) sind die ermittelten  $\alpha$ -Werte mit ihren Schwankungsbreiten in Abhängigkeit der repräsentativen Viskosität dargestellt.

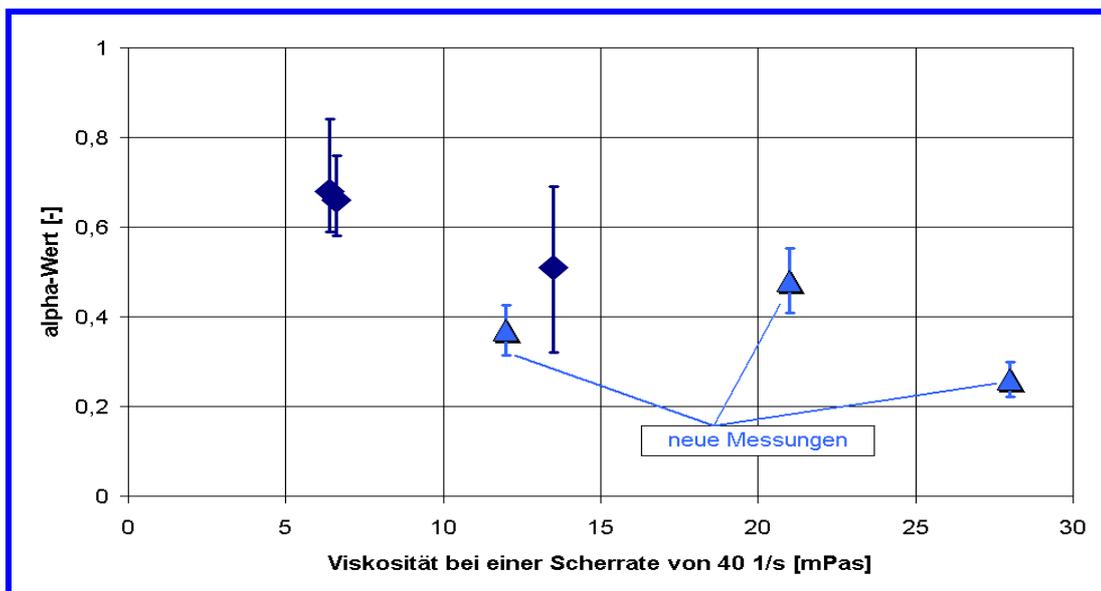


Abb. 2-16:  $\alpha$ -Werte in Abhängigkeit der Viskosität bei 40 1/s

Es ist deutlich erkennbar, dass sich die  $\alpha$ -Werte bei steigenden Viskositäten reduzieren. Die  $\alpha$ -Werte betragen zwischen 0,7 bei einer repräsentativen Viskosität von etwa 7 mPas und 0,25 bei einer repräsentativen Viskosität von 28 mPas.

### 3 Überschussschlammproduktion und Schlammeigenschaften

#### 3.1 Entwässerungsverhalten von Membranbelebtschlämmen der Kläranlage Rödingen

Untersuchungen von Belebtschlämmen aus Labor- und halbtechnischen Membranbelebungsanlagen deuten auf ein schlechteres bzw. vergleichbares Entwässerungsergebnis von Membranbelebtschlämmen (15 – 20 % TR) im Vergleich zu konventionell aerob stabilisierten Belebtschlämmen. Abweichend von dem relativ schlechten Entwässerungsergebnis konnte der Membranschlamm der Kläranlage Rödingen in einem großtechnischen Entwässerungsversuch auf einen Trockenrückstand von ca. 29 % entwässert werden .

Aus bisherigen Untersuchungen von Schlämmen anderer Membranbelebungsanlagen lässt sich erkennen, dass sich die Flockenstruktur und das erreichbare Entwässerungsergebnis von Membranschlämmen ab bestimmten Betriebsbedingungen (Feststoffgehalt, Schlammbelastung, Scherbeanspruchung) signifikant verschlechtern. Als ursächlich hierfür wird ein direkter Zusammenhang zwischen den in der Schlammsuspension enthaltenen extrazellulären Polymeren Substanzen (EPS), der dynamische Viskosität und der physikalische Bindung der Wasseranteile gesehen. Das mit dem Membranschlamm der Kläranlage Rödingen erzielte gute Entwässerungsergebnis könnte sich daher aus günstigen betrieblichen Randbedingungen ableiten lassen.

Im Rahmen von umfassenden Untersuchungen zur weitergehenden Optimierung des Membranbelebungsverfahrens beauftragte der Erftverband das Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig (ISWW) mit der Durchführung von Untersuchungen zum Entwässerungsverhalten von Membranbelebtschlämmen der Kläranlage Rödingen.

Das Untersuchungsprogramm umfasste die Ermittlung der nachfolgend aufgeführten Schlammkennwerte im Abstand von ca. 2 bis 4 Wochen:

- Bestimmung der Wasseranteile der Schlammprobe mit thermogravimetrischen und dilatometrischen Messungen
- Prognose des großtechnischen Entwässerungsergebnisses anhand der ermittelten Wasseranteile;
- Bestimmung der optimalen Polymermenge anhand von Laborversuchen
- Bestimmung der Menge an exopolymeren Substanzen (EPS)
- Bestimmung der Partikeloberflächenladung
- Messung der Partikelgrößenverteilung
- Bestimmung der kapillaren Fließzeit
- Durchführung von Zentrifugen- und Filtrationstests
- Bestimmung der dynamischen Viskosität

Im Zuge einer Sonderuntersuchung wurde sowohl der Belebtschlamm als auch das bei der Siebung des Schlammes im Zulauf zu den Membranbecken anfallende Siebgut mikroskopisch untersucht.

Auf der Grundlage der Aufzeichnungen des Betriebstagebuches wurde für den Zeitraum vom Januar 2001 bis zum Januar 2003 eine Schlamm Bilanz durchgeführt

### 3.2 Entwässerungsversuche

Eine Zusammenfassung der Ergebnisse der durchgeführten Schlammuntersuchungen wurden in folgenden Tabellen dargestellt (s. Tab. 3-1 ;Tab. 3-2 ; Tab. 3-3).

| Parameter           | Trocken-<br>rückstand | Glüh-verlust | TR(A) - Ende<br>freies Wasser | Freier<br>Wasseranteil | Zwischenraum-<br>wasser |
|---------------------|-----------------------|--------------|-------------------------------|------------------------|-------------------------|
| Einheit             | %                     | %            | %                             | %                      | %                       |
| 29.10.2001          | 1,42                  | 54,6         | 24,7                          | 90,6                   | 8,5                     |
| 12.11.2001          | 1,38                  | 53,9         | 35,5                          | 91,0                   | 8,3                     |
| 03.12.2001          | 1,25                  | 57,5         | 26,5                          | 91,4                   | 7,8                     |
| 17.12.2001          | 0,96                  | 56,2         | 27,8                          | 92,0                   | 7,2                     |
| 28.01.2002          | 1,50                  | 61,3         | 27,3                          | 91,8                   | 7,8                     |
| 25.02.2002          | 1,72                  | 60,6         | 25,2                          | 90,8                   | 8,5                     |
| 18.03.2002          | 1,26                  | 59,5         | 23,5                          | 89,9                   | 9,4                     |
| 08.04.2002          | 1,37                  | 55,3         | 28,6                          | 92,3                   | 7,1                     |
| 22.04.2002          | 1,45                  | 52,3         | 27,4                          | 91,8                   | 7,5                     |
| 21.05.2002          | 0,81                  | 51,9         | 25,7                          | 91,1                   | 8,2                     |
| 17.06.2002          | 1,70                  | 48,1         | 31,2                          | 93,2                   | 6,0                     |
| 01.07.2002          | 1,61                  | 48,8         | 27,4                          | 91,8                   | 7,7                     |
| 15.07.2002          | 1,42                  | 49,1         | 27,0                          | 91,6                   | 7,6                     |
| 05.08.2002          | 1,51                  | 49,5         | 30,3                          | 92,9                   | 6,3                     |
| 19.08.2002          | 1,48                  | 48,3         | 26,3                          | 91,3                   | 7,6                     |
| 02.09.2002          | 1,31                  | 47,1         | 29,4                          | 92,6                   | 6,6                     |
| 23.09.2002          | 1,34                  | 51,3         | 28,6                          | 92,3                   | 7,1                     |
| 14.10.2002          | 1,55                  | 54,7         | 26,3                          | 91,3                   | 8,1                     |
| 28.10.2002          | 1,76                  | 53,7         | 27,0                          | 91,6                   | 7,8                     |
| 11.11.2002          | 1,43                  | 55,3         | 25,3                          | 90,9                   | 8,5                     |
| 31.03.2003          | 1,19                  | 58,2         | 25,6                          | 91,0                   | 8,3                     |
| <b>Mittelwert</b>   | 1,40                  | 53,7         | 27,0                          | 91,6                   | 7,7                     |
| <b>Standardabw.</b> | 0,22                  | 4,2          | 1,8                           | 0,8                    | 0,8                     |
| <b>Minimum</b>      | 0,81                  | 47,1         | 23,5                          | 89,9                   | 6,0                     |
| <b>Maximum</b>      | 1,760                 | 61,3         | 31,2                          | 93,2                   | 9,4                     |

Tab. 3-1: Ergebnisse der Entwässerungsversuche

| Parameter           | Gebundenes Wasser | TR nach 30 min bei 48.000 g | Ende freies Wasser | Gebundenes Wasser (Dilatometer) | Mittlere Partikelgröße | Anteil Partikel < 11 µm |
|---------------------|-------------------|-----------------------------|--------------------|---------------------------------|------------------------|-------------------------|
| Einheit             | %                 | %                           | g/g TR             | g/g TR                          | µm                     | %                       |
| 29.10.2001          | 0,9               | 20,2                        | 3,05               | 0,30                            | 44,3                   | 23,5                    |
| 12.11.2001          | 0,7               | 20,3                        | 2,92               | 0,24                            | 45,8                   | 23,6                    |
| 03.12.2001          | 0,8               | 19,2                        | 2,77               | 0,26                            | 45,9                   | 23,7                    |
| 17.12.2001          | 0,8               | 20,9                        | 2,60               | 0,28                            | 48,0                   | 23,9                    |
| 28.01.2002          | 0,4               | --                          | 2,66               | 0,13                            | 40,9                   | 27,2                    |
| 25.02.2002          | 0,7               | 21,7                        | 2,98               | 0,23                            | 42,0                   | 26,9                    |
| 18.03.2002          | 0,7               | 19,2                        | 3,26               | 0,21                            | 48,4                   | 25,6                    |
| 08.04.2002          | 0,6               | 19,1                        | 2,50               | 0,20                            | 41,4                   | 26,2                    |
| 22.04.2002          | 0,7               | 22,6                        | 2,65               | 0,22                            | 45,8                   | 23,2                    |
| 21.05.2002          | 0,7               | 19,2                        | 2,89               | 0,23                            | 43,9                   | 24,5                    |
| 17.06.2002          | 0,8               | 24,4                        | 2,21               | 0,26                            | 42,1                   | 24,7                    |
| 01.07.2002          | 0,5               | 19,5                        | 2,65               | 0,17                            | 44,2                   | 23,6                    |
| 15.07.2002          | 0,8               | 18,7                        | 2,70               | 0,26                            | 43,2                   | 24,3                    |
| 05.08.2002          | 0,8               | 17,3                        | 2,30               | 0,25                            | 41,3                   | 25,3                    |
| 19.08.2002          | 1,1               | 17,6                        | 2,80               | 0,35                            | 45,7                   | 22,8                    |
| 02.09.2002          | 0,8               | 14,9                        | 2,40               | 0,25                            | 43,8                   | 23,5                    |
| 23.09.2002          | 0,6               | 16,3                        | 2,50               | 0,20                            | 47,6                   | 23,7                    |
| 14.10.2002          | 0,6               | 17,4                        | 2,80               | 0,18                            | 41,8                   | 26,9                    |
| 28.10.2002          | 0,6               | 19,6                        | 2,70               | 0,20                            | 43,3                   | 25,6                    |
| 11.11.2002          | 0,6               | 17,9                        | 2,95               | 0,20                            | 46,1                   | 23,8                    |
| 31.03.2003          | 0,7               | 19,6                        | 2,91               | 0,23                            | 46,9                   | 23,3                    |
| <b>Mittelwert</b>   | 0,7               | 19,3                        | 2,72               | 0,23                            | 44,4                   | 24,6                    |
| <b>Standardabw.</b> | 0,1               | 2,1                         | 0,25               | 0,05                            | 2,3                    | 1,3                     |
| <b>Minimum</b>      | 0,4               | 14,9                        | 2,21               | 0,13                            | 40,9                   | 22,8                    |
| <b>Maximum</b>      | 1,1               | 24,4                        | 3,26               | 0,35                            | 48,4                   | 27,2                    |

Tab. 3-2: Ergebnisse der Entwässerungsversuche

| Parameter    | Polymerbedarf<br>K12 <sup>2)</sup> | Polymerbedarf<br>K23 <sup>2)</sup> | Polymerbedarf<br>Zetag 87 <sup>2)</sup> | CST bezogen<br>auf TR | log des spez.<br>Filtrations-<br>widerstand bei<br>8 bar | Relative<br>Schlamm-<br>ladungsmenge | Poly-<br>saccharide | Proteine | EPS<br>gesamt | Viskosität bei<br>einer<br>Scherate von<br>50 [1/s] |
|--------------|------------------------------------|------------------------------------|---|-----------------------|--|--------------------------------------|---------------------|----------|---------------|---|
| Einheit      | g/kg                               | g/kg                               | g/kg                                    | sec/%                 | 10 <sup>x</sup> m/kg                                     | %                                    | mg/g oTR            | mg/g oTR | mg/g<br>oTR   | mPas  |
| 29.10.2001   | 65                                 | -                                  | 35                                      | 47                    | 141  | 421                                  | 73                  | 31       | 104           | 151   |
| 12.11.2001   | 60                                 | 55                                 | 30                                      | 44                    | 141  | 396                                  | 42                  | 22       | 64            | 133   |
| 08.12.2001   | 65                                 | 80                                 | 40                                      | 55                    | 143  | 430                                  | 77                  | 43       | 120           | 120   |
| 17.12.2001   | 70                                 | -                                  | 30                                      | 52                    | 140  | 337                                  | 45                  | 27       | 72            | 69  |
| 28.01.2002   | 70                                 | 85                                 | 45                                      | 75                    | 144  | 331                                  | 91                  | 38       | 129           | 215   |
| 25.02.2002   | 100                                | 65                                 | 30                                      | 98                    | 145  | 275                                  | 20                  | 15       | 35            | 150   |
| 18.03.2002   | 45                                 | 40                                 | 15                                      | 75                    | 142  | 257                                  | 100                 | 62       | 162           | 60  |
| 08.04.2002   | 35                                 | 85                                 | 20                                      | 55                    | 140  | 555                                  | 54                  | 41       | 95            | 81  |
| 22.04.2002   | 65                                 | 50                                 | 30                                      | 44                    | 141  | 311                                  | 68                  | 33       | 101           | 72  |
| 21.05.2002   | 100                                | 95                                 | 55                                      | 82                    | 140  | 485                                  | 212                 | 51       | 263           | 110   |
| 17.06.2002   | 40                                 | 40                                 | 20                                      | 31                    | 137  | 276                                  | 45                  | 20       | 65            | 212   |
| 01.07.2002   | 55                                 | 45                                 | 25                                      | 32                    | 136  | 300                                  | 70                  | 46       | 116           | 203   |
| 15.07.2002   | 50                                 | 40                                 | 25                                      | 35                    | 138  | 294                                  | 23                  | 11       | 34            | 155   |
| 05.08.2002   | 50                                 | 40                                 | 20                                      | 35                    | 135  | 328                                  | 78                  | 29       | 107           | 128   |
| 19.08.2002   | 70                                 | 55                                 | 30                                      | -                     | 136  | -                                    | 88                  | 28       | 116           | 120   |
| 02.09.2002   | 45                                 | 40                                 | 20                                      | 38                    | 135  | -                                    | 58                  | 23       | 81            | 142   |
| 23.09.2002   | 45                                 | 55                                 | 25                                      | 49                    | 137  | -                                    | 30                  | 07       | 37            | 212   |
| 14.10.2002   | 50                                 | 50                                 | 30                                      | 48                    | 143  | -                                    | 36                  | 16       | 52            | 237   |
| 28.10.2002   | 45                                 | 40                                 | 25                                      | 42                    | -  | -                                    | 59                  | 22       | 81            | 504   |
| 11.11.2002   | 80                                 | 55                                 | 30                                      | 47                    | 140  | -                                    | 40                  | 22       | 62            | 425   |
| 31.03.2003   | -                                  | 60                                 | 35                                      | 78                    | 141  | 417                                  | 167                 | 91       | 258           | -   |
| Mittelwert   | 60                                 | 57                                 | 29                                      | 53                    | 140  | 361                                  | 70                  | 32       | 103           | 175   |
| Standardabw. | 1.8                                | 1.7                                | 09                                      | 1.8                   | 03   | 83                                   | 4.5                 | 1.9      | 61            | 110   |
| Minimum      | 35                                 | 40                                 | 15                                      | 31                    | 135  | 257                                  | 20                  | 07       | 34            | 60  |
| Maximum      | 100                                | 95                                 | 55                                      | 98                    | 145  | 555                                  | 212                 | 91       | 263           | 504   |

Tab. 3-3: Ergebnisse der Entwässerungsversuche

### 3.3 Bestimmung der Wasseranteile

In einer Klärschlamm suspension können vier verschiedene Wasseranteile gemäß ihrer physikalischen Bindung an die Schlammteilchen unterschieden werden. Diese sind

- das freie Wasser, das keine Bindung an die Schlammteilchen besitzt,
- das Zwischenraumwasser, das durch Kapillarkräfte zwischen den Klärschlammteilchen in der Flocke gehalten wird,
- das Oberflächenwasser, das durch Adhäsionskräfte gebunden ist, und
- das Zellinnenwasser.

Das Oberflächenwasser und das Zellinnenwasser lassen sich zu dem gebundenen Wasseranteil zusammenfassen .

Mit Hilfe von thermogravimetrischen und dilatometrischen Versuchen können die Wasseranteile messtechnisch erfasst werden. Am ISWW der TU Braunschweig wurden die Methoden soweit angepasst und kalibriert, dass eine direkte Aussage über das maximal erreichbare Entwässerungsergebnis bei einer maschinellen Entwässerung in Hochleistungsdekantern möglich ist. Der bei der maschinellen Schlammentwässerung erreichbare Feststoffgehalt lässt sich direkt aus der Verteilung der Wasserarten ableiten. Von besonderem Interesse für die Entwässerung ist die exakte Bestimmung des freien Wasseranteils, d.h. Punkt A der Trocknungskurve (s. Abb. 3-1). Solange freies Wasser in der Klärschlammprobe vorhanden ist, verläuft die Trocknungsrate linear. Als Trocknungsrate wird hierbei die Gewichtsabnahme des Schlammes pro Zeiteinheit bezeichnet.

Am Punkt A vermindert sich die Trocknungsrate aufgrund der stärkeren Bindungskräfte des kapillar gehaltenen Zwischenraumwassers an den Schlammpartikeln und die Trocknungskurve ist nicht mehr mit der rechnerisch angelegten Tangente deckungsgleich. Aus dem Feuchtegehalt der Probe lässt sich auf den Feststoffgehalt des Schlammes TR(A) schließen. Nach dem derzeitigen Stand des Wissens kennzeichnet das Ende des freien Wassers (Punkt A) den ersten Trocknungsabschnitt und die Grenze der maschinellen Entwässerung. Die Prognosegenauigkeit liegt bei  $\pm 1,5 \%$  TR.

Die Abbildung zeigt exemplarisch den Trocknungsverlauf der am 17.12.01 entnommenen Membranschlammprobe. Der Punkt A wird bei einem Feuchtegehalt von 2,6 g/g erreicht, so dass sich der Kennwert TR(A) zu 27,8 % errechnet.

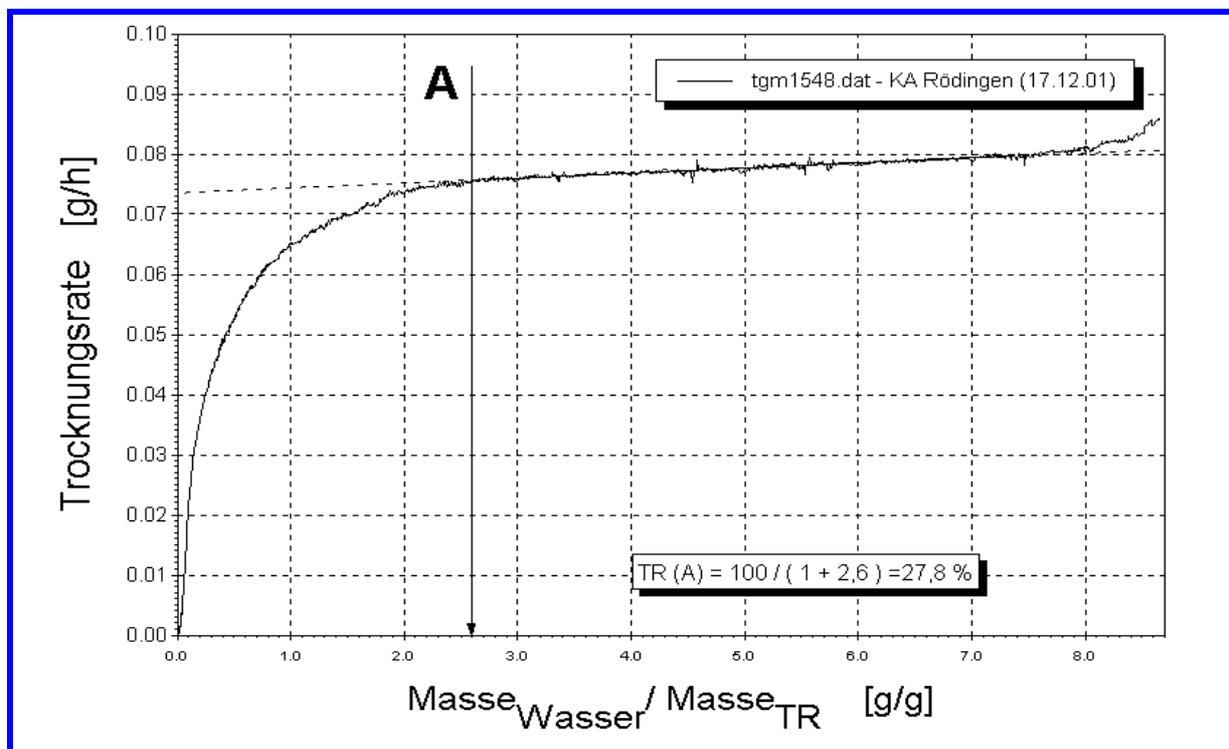


Abb. 3-1: Trocknungsverlauf des Membranschlammes der Kläranlage Rödingen

Die Menge an Oberflächen- und Zellinnenwasser kann summarisch als gebundener Wasseranteil mit Dilatometern bestimmt werden. Das Messprinzip beruht darauf, dass diese Wasserbindungskräfte so groß sind, dass das so gebundene Wasser bei -25 °C nicht gefriert. Aus der Differenz der Volumenausdehnung des gefrorenen Wasseranteils zu der gesamten Wassermenge der Probe wird der gebundene Wasseranteil bestimmt.

Unter der Annahme, dass die Differenz zwischen dem freien und dem gebundenen Wasseranteil dem kapillar gehaltenen Zwischenraumwasser entspricht, kann die Verteilung der Wasserarten angegeben werden. Die prozentuale Angabe der Wasseranteile wird auf einen TR von 3 % normiert, um Schlämme mit unterschiedlichen Feststoffgehalten sinnvoll miteinander vergleichen zu können.

Zur Einschätzung der zu erwartenden Entwässerungsergebnisse der Kläranlage Rödingen werden in der Tabelle (s. Tab. 3-4) die Ergebnisse der für die Kläranlage Rödingen durchgeführten Entwässerungsuntersuchungen mit den Ergebnissen umfangreicher großtechnischer Untersuchungen verglichen, die vom ISWW der TU Braunschweig durchgeführt wurden. Es werden die Mittelwerte, die Standardabweichung sowie der Größenbereich (Minimal- und Maximalwerte) der untersuchten Schlämme für die Parameter Feststoffgehalt, Glühverlust und die Wasseranteile angegeben. Im Zuge dieser großtechnischen Untersuchungen wurden neben 15 Kläranlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung 58 Anlagen beprobt, bei denen Faulschlämme mit Hilfe von Dekantern entwässert wurden.

| <b>Probe</b>     | <b>GV</b><br>[%] | <b>TR<sub>entw</sub></b><br>[%] | <b>TR(A)</b><br>[%] | <b>W<sub>frei</sub></b><br>[%] | <b>W<sub>zw</sub></b><br>[%] | <b>W<sub>geb</sub></b><br>[%] |
|------------------|------------------|---------------------------------|---------------------|--------------------------------|------------------------------|-------------------------------|
| <b>FS (n=58)</b> |                  |                                 |                     |                                |                              |                               |
| <b>Mittel</b>    | <b>55</b>        | <b>26,3</b>                     | <b>27,7</b>         | <b>91,7</b>                    | <b>7,5</b>                   | <b>0,8</b>                    |
| Stand.abw.       | 5,0              | 4,4                             | 4,1                 | 1,7                            | 1,6                          | 1,3                           |
| Min              | 41               | 19,6                            | 20,0                | 87,6                           | 4,5                          | 0,1                           |
| Max              | 68               | 37,5                            | 37,7                | 94,9                           | 11,6                         | 1,3                           |
| <b>ÜS (n=15)</b> |                  |                                 |                     |                                |                              |                               |
| <b>Mittel</b>    | <b>66</b>        | <b>21,4</b>                     | <b>22,8</b>         | <b>89,4</b>                    | <b>9,6</b>                   | <b>1,1</b>                    |
| Stand.abw.       | 5,3              | 3,6                             | 3,3                 | 2,3                            | 2,2                          | 0,4                           |
| Min              | 61               | 15,3                            | 16,4                | 84,2                           | 7,4                          | 0,5                           |
| Max              | 78               | 26,7                            | 27,0                | 91,7                           | 13,9                         | 2,0                           |
| <b>MS (n=21)</b> |                  |                                 |                     |                                |                              |                               |
| <b>Mittel</b>    | <b>54</b>        |                                 | <b>27,0</b>         | <b>91,6</b>                    | <b>7,7</b>                   | <b>0,7</b>                    |
| Stand.abw.       | 4,2              |                                 | 1,8                 | 0,8                            | 0,8                          | 0,1                           |
| Min              | 47,1             |                                 | 23,5                | 89,9                           | 6,0                          | 0,4                           |
| Max              | 61,3             |                                 | 31,2                | 93,2                           | 9,4                          | 1,1                           |

\* = Verteilung normiert auf 3 % TR

**Tab. 3-4: Mittlere Verteilung der Wasseranteile für Faulschlämme (FS), für simultan aerob stabilisierte Überschussschlämme (ÜS) und Membranschlämme (MS) der KA Rödingen**

In den untersuchten Schlammproben der Kläranlage Rödingen ist ein freier Wasseranteil von 89,9 bis 93,2 ermittelt worden. Der Anteil an Zwischenraumwasser lag zwischen 6,0 und 9,4 %. Gebundenes Wasser lag zwischen 0,4 und 1,1 % vor.

Die untersuchten Membranschlammproben ergaben Kennwerte  $TR_A$  im Bereich von 23,5 bis 31,2 %. Im Vergleich zu simultan aerob stabilisierten Überschussschlämmen wiesen die untersuchten Schlammproben aus der Membranbelebungsanlage der Kläranlage Rödingen ein sehr gutes Entwässerungsergebnis auf. Das Entwässerungsergebnis ist zumindest teilweise auf den geringen Glühverlust der Membranschlämme von i.M. 54 % zurückzuführen. Der geringe Glühverlust deutet auf eine Anreicherung von mineralischen Anteilen im Belebtschlamm durch Fällschlamm und/oder Sandanteile hin.

Der Verlauf des Kennwertes  $TR(A)$  im Untersuchungszeitraum zeigt tendenziell höhere Werte in den Sommermonaten (s. Abb. 3-2) des Jahres 2002. In diesen Monaten wurde außerdem ein relativ geringer Glühverlust ermittelt. Als eine mögliche Ursache für den geringen Glühverlust ist eine signifikant hohe Fällmittelzugabe in diesem Zeitraum festzustellen. Dies kann zu einer erhöhten Anreicherung von mineralischem Fällschlamm in der Trockensubstanz der Anlage führen.

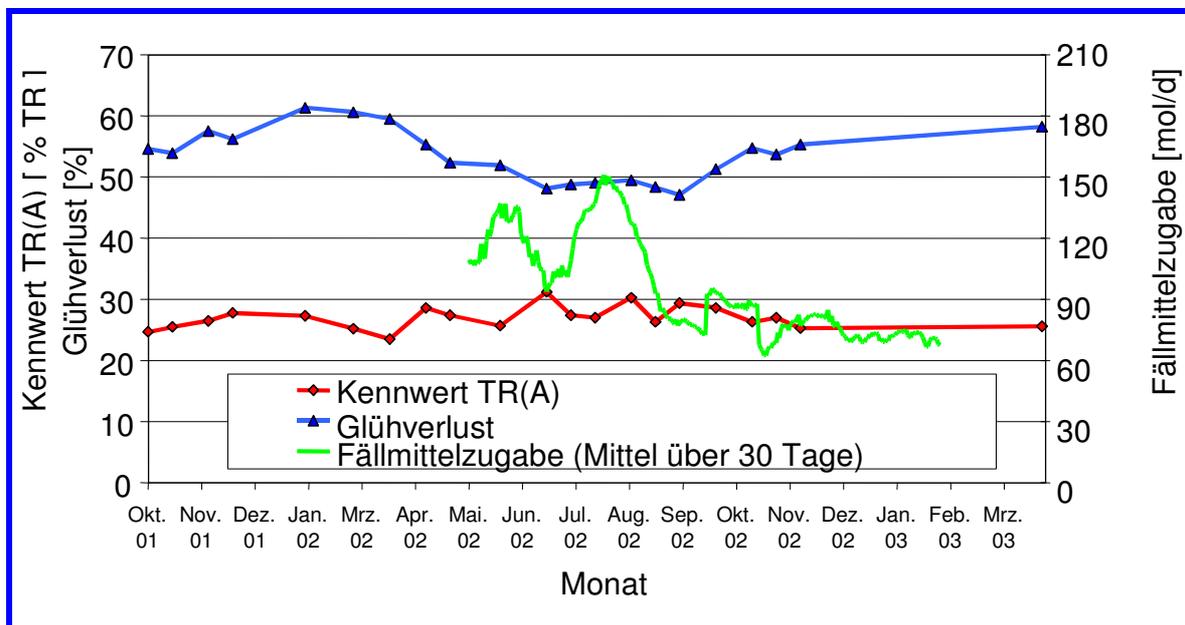


Abb. 3-2: Verlauf des Kennwertes  $TR(A)$  und des Glühverlustes im Untersuchungszeitraum

### 3.4 Schlammkonditionierung

Die Schlammkonditionierung ermöglicht eine Beschleunigung des Entwässerungsvorganges, so dass bei der maschinellen Entwässerung hohe Durchsatzleistungen bei hohen Abscheidegraden erreicht werden können. Der Konditionierungsmittelbedarf kann exakt in Versuchsreihen ermittelt werden. Die optimale Polymerdosis ist erreicht, wenn keine elektrostatischen Abstoßungskräfte zwischen den Klärschlammteilchen wirksam sind und das Zetapotential im Zentrat zwischen -3 bis  $\pm 0$  mV liegt. Nahe bzw. beim Nullpunkt ist die Schlammsuspension ladungsneutral und es wird das beste Entwässerungsergebnis erzielt.

Bei der Konditionierung der Membranschlämme wurden die Polymere Zetag-87 (Fa. Allied Colloids) sowie K122 und K233 (Fa. Stockhausen) eingesetzt. Das Polymer Zetag-87 weist einen Wirkstoffgehalt von 100 % auf, während die Polymere K122 und K233 jeweils ca. 50 % Wirkstoff beinhalten. Die in der Tabelle (s. Tab. 3-5) dargestellten Flockungsmittelverbräuche sind auf die Wirkstoffmenge bezogen.

Die durchgeführten Versuche zur Bestimmung des Polymerbedarfs zeigten eine starke Abhängigkeit der erforderlichen Polymermenge vom eingesetzten Produkt. Die geringsten Polymerverbräuche ergaben sich für das Polymer Zetag 87. Hier lag der Polymerbedarf zwischen 1,5 und 5,5 g Wirksubstanz pro kg TR. Der Einsatz der Polymere K122 und K233 ergab einen signifikant höheren Polymerbedarf von 3,5 bis zu 10 g WS/kg TR (s. Abb. 3-3).

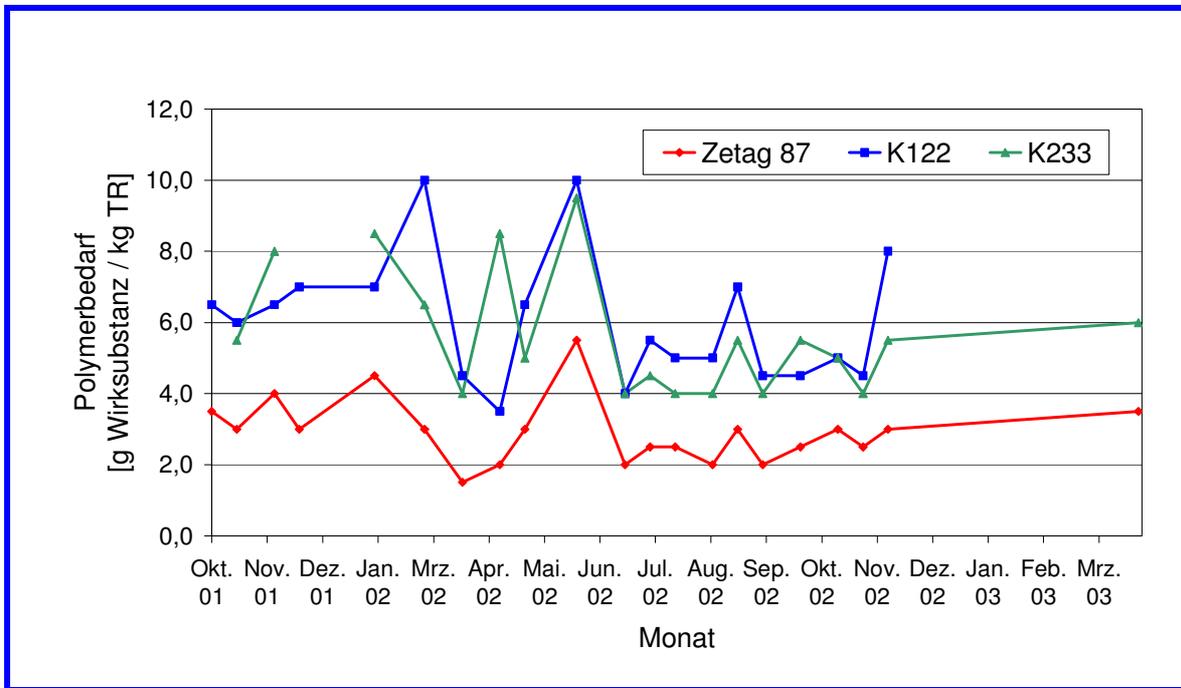


Abb. 3-3: Polymerbedarf im Untersuchungszeitraum

Bezogen auf das Polymer Zetag 87 deutet der Polymerbedarf auf gute bis sehr gute Entwässerungseigenschaften hin. Dies veranschaulicht der Vergleich des für den Membranbelebtschlamm ermittelten Polymerbedarfs mit dem Polymerbedarf von 15 untersuchten aerob stabilisierten Überschussschlämmen. Im Mittel liegt der Polymermittelbedarf der Kläranlagen Rödingen mit 2,9 g WS/kg TR weit unter dem Polymerbedarf von 15 untersuchten konventionellen Belebtschlammanlagen mit aerober Schlammstabilisierung, die im Durchschnitt 5,9 g WS/kg TR benötigen (s. Tab. 3-5).

|               | Polymerbedarf [g WS/kg TR]   |                        |
|---------------|------------------------------|------------------------|
|               | 15 untersuchte ÜS (Zetag 87) | KA Rödingen (Zetag 87) |
| <b>Mittel</b> | <b>5,9</b>                   | <b>2,9</b>             |
| Stand.abw.    | 2,6                          | 0,9                    |
| Min           | 2,0                          | 1,5                    |
| Max           | 10,0                         | 5,5                    |

Tab. 3-5: Polymerbedarf für simultan aerob stabilisierte Überschussschlämme (ÜS) und den Membranbelebtschlamm der Kläranlage Rödingen

Neben dem Polymerbedarf weisen auch die ermittelten spezifischen CST-Werte von 3,1 bis 9,8 sec/% auf sehr gute Entwässerungseigenschaften hin. Dagegen deuten die ermittelten spezifischen

Filtrationswiderstände zwischen  $10^{13,5}$  und  $10^{14,5}$  auf mäßige bis schlechte Filtrationseigenschaften hin. Es ist jedoch zu beachten, dass sowohl der CST-Wert als auch der spezifische Filtrationswiderstand nur einen groben Orientierungsrahmen für den Konditionierungsmittelaufwand angeben. Eine genauere Aussage zur Höhe des Polymerbedarfs liefert die Ermittlung des Zeta - Potentials.

### **3.5 Extrazelluläre polymere Substanzen (EPS)**

Die negative Oberflächenladung von Klärschlammpartikeln wird durch Dissoziation von Salzen und funktionellen Gruppen (z.B. Hydroxyl- und Carboxyl-Gruppen), durch Adsorption von entgegengesetzt geladenen Ionen direkt an der Partikeloberfläche, durch Proteine sowie durch extrazelluläre polymere Substanzen (EPS) verursacht. Der EPS-Gehalt bestimmt somit u.a. den Polymerbedarf eines Schlammes.

Die Untersuchung der EPS erfolgte über eine Extraktionsmethode mit dem Ionenaustauscher DOWEX 50-X8 in  $\text{Na}^+$ -Form (Fa. FLUKA, Nr. 44 445) in Anlehnung an die Methode nach Frølund et al. Dabei wird das Austauscherharz 12 Stunden lang in deionisiertem Wasser gequellt und anschließend mehrfach mit deionisiertem Wasser gewaschen. Die Schlammproben werden auf einen Trockensubstanzgehalt von 10 g/l eingestellt. Zur Extraktion der EPS werden 85 g Austauscherharz einer Masse von 100 g Schlamm zugegeben und 12 Stunden lang bei 4 °C gerührt. Die Rührergeschwindigkeit beträgt 500 U/min. Anschließend wird die Dowex-Schlamm-Suspension bei 18.000 g 40 Minuten lang bei 4 °C zentrifugiert. Nach dem Wiegen des Überstands wird diesem das zweifache Volumen an 96 prozentigem Ethanol zugegeben. Anschließend erfolgt eine 20 Stunden andauernde Lagerung der Mischung bei 4 °C. Die hierbei ausgefällten EPS werden bei 18.000 g 40 Minuten lang bei 4 °C zentrifugiert. Die Quantifizierung der Polysaccharide erfolgt nach Zugabe von 10 ml deionisiertem Wasser zu dem Sediment mit der Schwefelsäure-Phenol-Methode. Eine Bestimmung der Proteine wird nach Zugabe von 10 ml 1-molarer Natronlauge zum Sediment über die Methode nach Bradford durchgeführt.

Der Gehalt an extrazellulären polymeren Substanzen schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 3,4 und 26,3 mg/g oTR. Untersuchungen am ISWW der TU Braunschweig haben ergeben, dass ca. 4 g Wasser pro g EPS gebunden werden. Dies sind durchschnittlich weniger als 0,5 % des insgesamt von den Schlammfeststoffen gehaltenen Wassers. Daher ist der Einfluss der EPS auf das erreichbare Entwässerungsergebnis sehr gering (s. Abb. 3-4).

Eine Beeinflussung des Konditionierungsmittelbedarfes durch EPS konnte nicht nachgewiesen werden (s. Abb. 3-5).

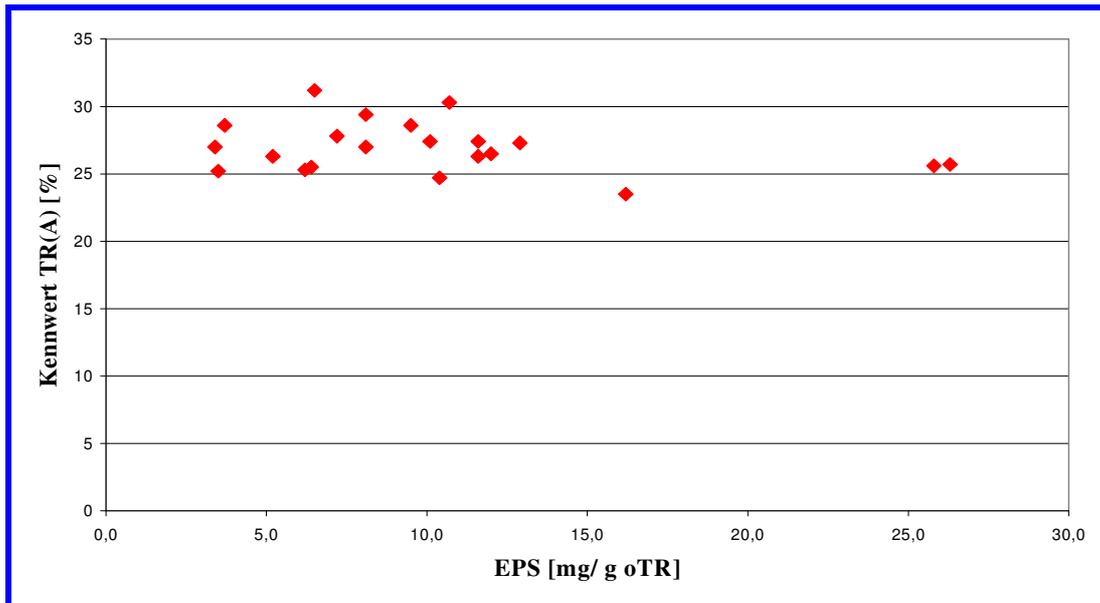


Abb. 3-4: Zusammenhang zwischen dem Gehalt an EPS und dem Kennwert TR(A)

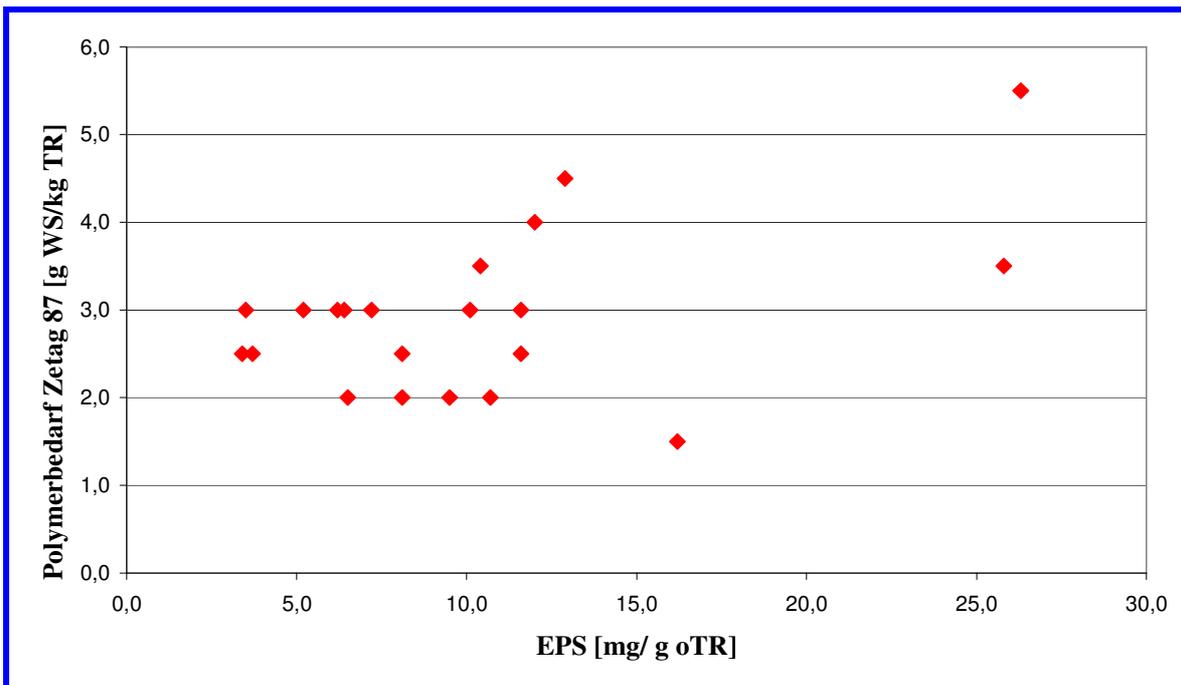


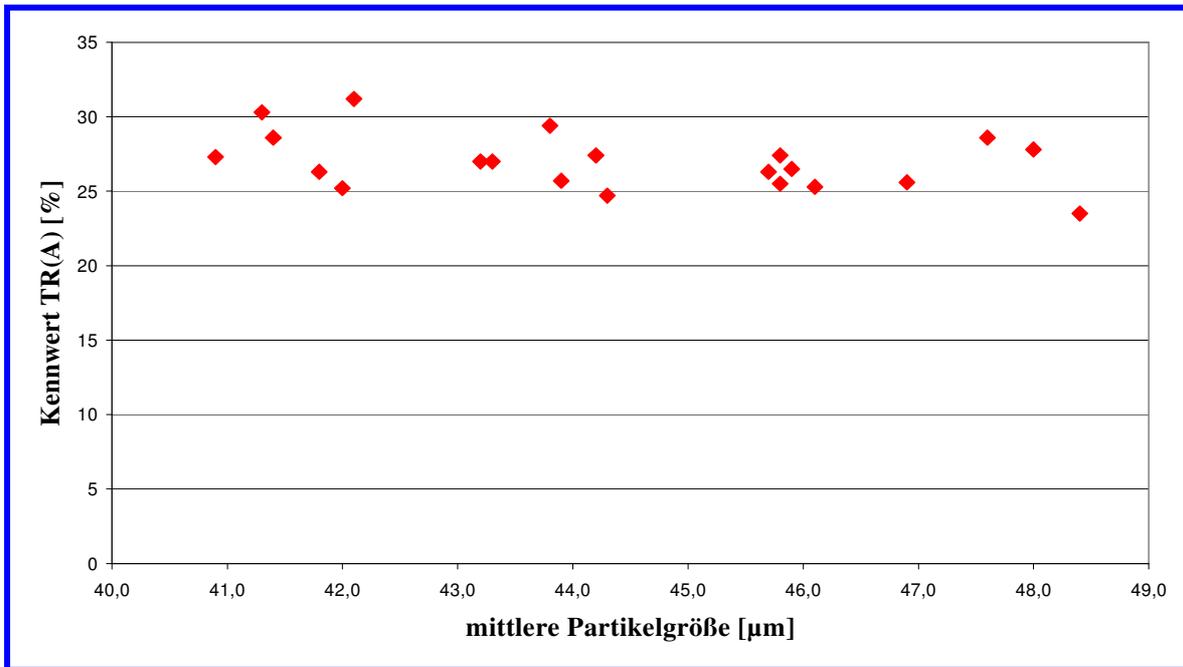
Abb. 3-5 Zusammenhang zwischen dem Gehalt an EPS und dem Polymerbedarf

### 3.6 Partikelgrößenverteilung

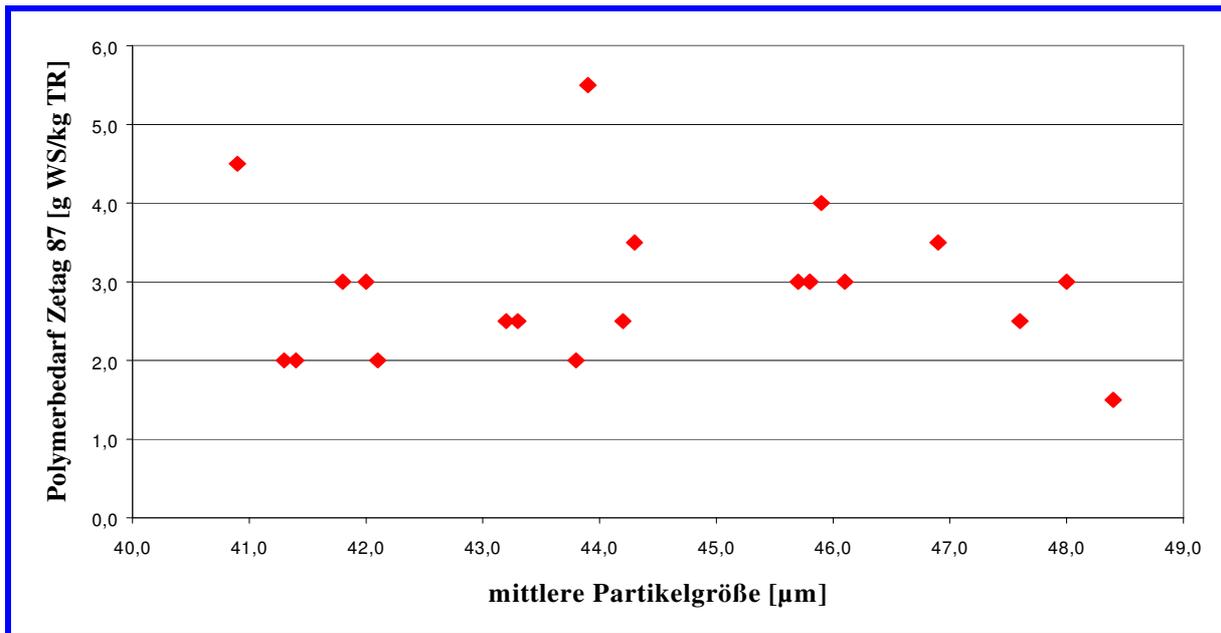
Die Teilchengrößen der Schlammsuspension beeinflussen wesentlich die Wasserbindungskräfte, die Wasserdurchlässigkeit am Filterkuchen, die Sinkgeschwindigkeit und damit die Entwässerbarkeit sowie den zur Verbesserung der Entwässerbarkeit erforderlichen Flockungsmittelbedarf. Von besonders ungünstigem Einfluss ist ein hoher Anteil feinpartikulärer Feststoffe im Bereich von wenigen µm und kleiner. Es wurden jeweils zwei Messungen der Partikelgrößenverteilung mit je 600 mL Membranbelebtschlamm durchgeführt. Dabei kam ein Laserscanner der Fa. MTS, Düsseldorf, Messbereich 0,1 bis 125 µm, zum Einsatz. Neben

der Darstellung der mittleren Partikelgröße wurde als Feinpartikelanteil der Partikelanteil kleiner als 11  $\mu\text{m}$  als empirische Stützstelle zur Charakterisierung kleiner, kolloidaler Teilchen herangezogen.

Im Untersuchungszeitraum betrug die durchschnittliche mittlere Partikelgröße ca. 44  $\mu\text{m}$ . Der Durchschnitt kleiner Partikel < 11  $\mu\text{m}$  lag bei 25 %. Es konnten keine Tendenzen bezüglich einer Veränderung der Partikelgrößen über die Zeit festgestellt werden. Eine direkte Abhängigkeit zwischen der Partikelgrößenverteilung, Polymerbedarf und Entwässerungsergebnis war aufgrund der geringen Variation der Partikelgrößenverteilung nicht nachzuweisen (s. Abb. 3-6 und Abb. 3-7).



**Abb. 3-6: Zusammenhang zwischen mittlerer Partikelgröße und Kennwert TR(A)**



**Abb. 3-7: Zusammenhang zwischen mittlerer Partikelgröße und Polymerbedarf**

### 3.7 Bestimmung der rheologischen Eigenschaften

Klärschlämme besitzen ein strukturviskoses Fließverhalten, d.h. die Viskosität  $\eta$  nimmt mit zunehmenden Geschwindigkeitsgefälle  $\dot{\gamma}$  ab (s. Abb. 3–8). Die Schubspannung verläuft degressiv zur Scherrate. Ursächlich hierfür ist die Vernetzung der Mikroorganismen in Flocken. Bei steigender Scherrate richten sich die Flocken in Richtung der aufgetragenen Schubspannung aus. Weiterhin gehören Klärschlämme zu den thixotropen Flüssigkeiten. Interne Strukturen werden bei einer Scherbewegung abgebaut und in einer nachfolgenden Ruhephase vollständig wieder aufgebaut. Das thixotrope Verhalten wird in der Abbildung 3–8 verdeutlicht. Bedingt durch die Zerschneidung des Flockengerüsts bei ansteigender Scherrate ergeben sich bei der anschließend absteigenden Scherrate geringere Werte für die aufzunehmende Schubspannung bzw. die Viskosität als bei ansteigender Scherrate ohne Vorscherung.

In veröffentlichten Untersuchungen wurde bei Belebtschlämmen eine Abhängigkeit der scheinbaren Viskosität vom Trockensubstanzgehalt sowie von dem Gehalt an EPS festgestellt. Im Zuge der Untersuchungen des Belebtschlammes der Kläranlage Rödingen wurde versucht, die in der Literatur dargestellten Beziehungen zu validieren. Die rheologischen Messungen wurden mit einem Rotationsviskosimeter der Fa. Bohlin (CVO 120 HRNF) durchgeführt. Das Rotationsviskosimeter war mit einem Kegel-Platten-Messsystem ausgerüstet. Die zu untersuchenden Schlämme wurden für 180 s einer steigenden Scherrate von 0 – 500  $\text{s}^{-1}$  ausgesetzt und anschließend bei einer absteigenden Scherrate von 500 – 0  $\text{s}^{-1}$  geschert.

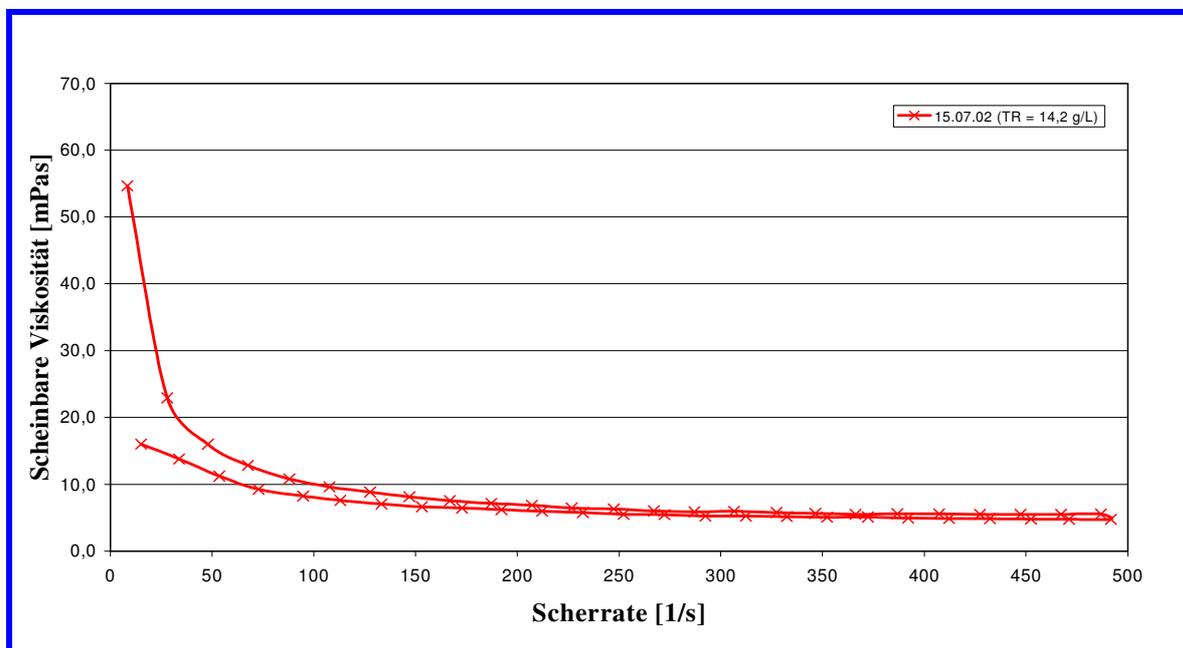
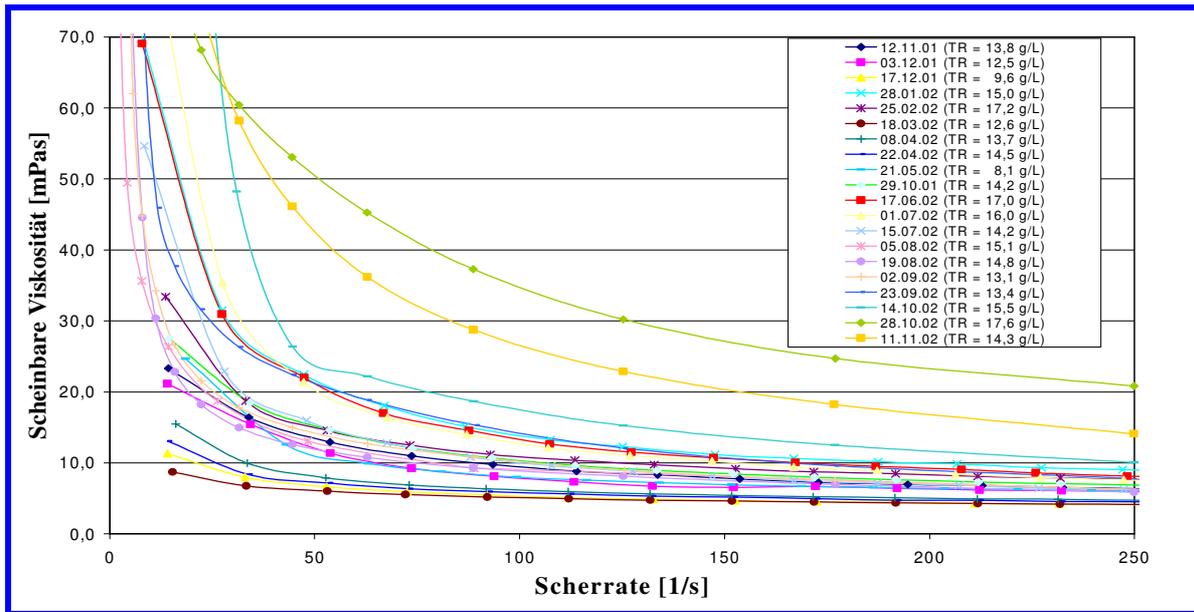


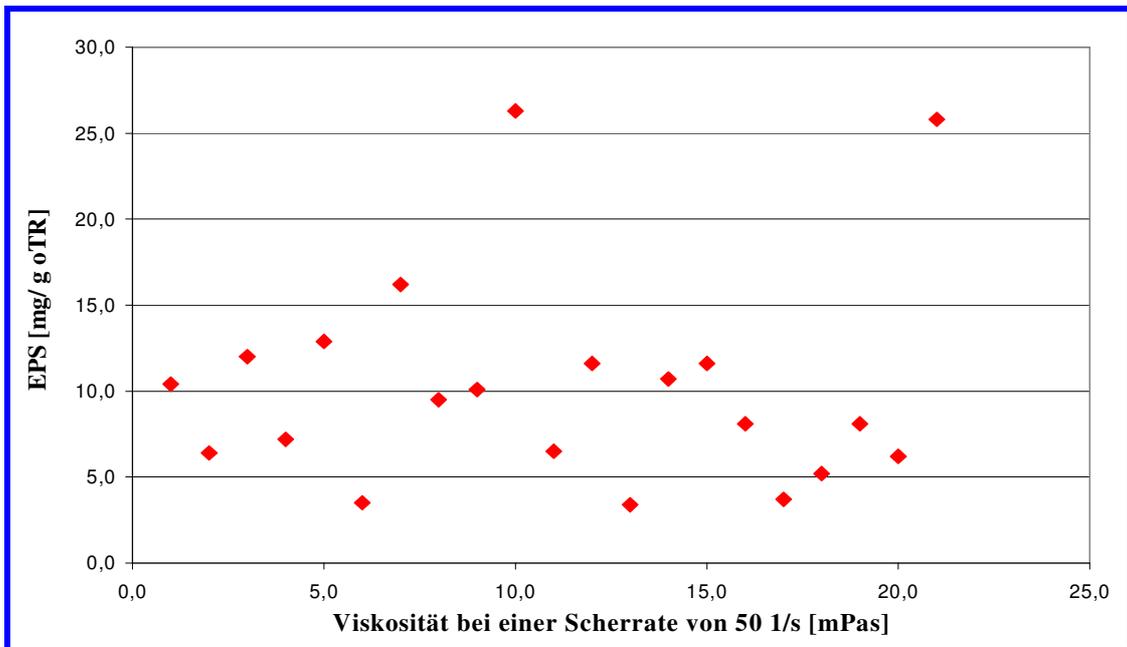
Abb. 3-8: Zusammenhang zwischen aufgetragener Scherrate und Schubspannung bzw. Viskosität für die Schlammprobe vom 15.07.2002

Die Abbildung (s. Abb. 3-9) zeigt die scheinbare Viskosität der untersuchten vorgescherten Schlammproben in Abhängigkeit von der Scherrate. Die Darstellung verdeutlicht das strukturviskose Fließverhalten. Mit zunehmender Scherrate nimmt die Viskosität ab.



**Abb. 3-9: Scheinbare Viskositäten der untersuchten Schlämme in Abhängigkeit der Scherrate**

Bei höheren Feststoffgehalten in der untersuchten Probe wurden tendenziell höhere Viskositäten gemessen. Ein Vergleich der Viskositätskurven zeigt aber, dass ein höherer TR-Gehalt in der Schlammprobe nicht unbedingt mit einer höheren Viskosität verbunden ist. Somit muss die Viskosität noch durch andere Parameter beeinflusst werden. Die Vermutung, dass die Viskosität direkt durch den EPS-Gehalt beeinflusst wird, konnte durch die Messungen nicht bestätigt werden. Es wurde keine Korrelation zwischen EPS-Gehalt und scheinbarer Viskosität festgestellt (s. Abb. 3-10).



**Abb. 3-10: Zusammenhang zwischen scheinbarer Viskosität bei einer Scherrate von 50 1/s und dem Gehalt an EPS**

Außerdem konnte keine Korrelation zwischen der Viskosität und dem zu erwartenden Entwässerungsergebnis festgestellt werden (s. Abb. 3-11).

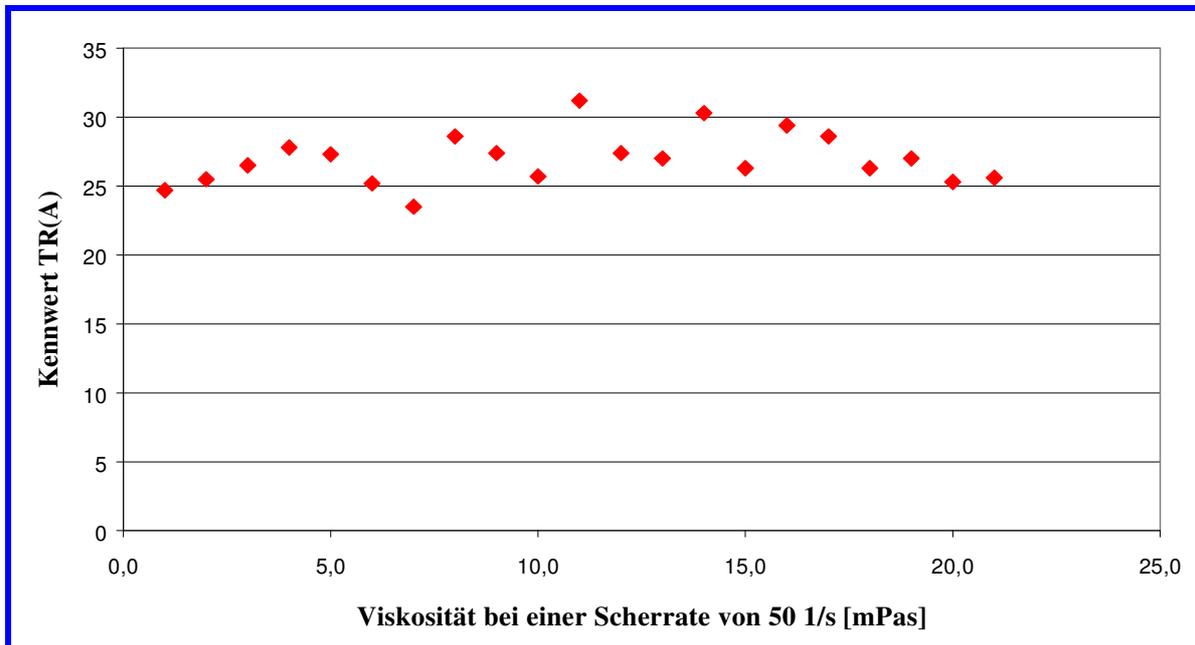


Abb. 3-11: Zusammenhang zwischen scheinbarer Viskosität bei 50 1/s und dem Kennwert TR(A)

### 3.8 Bilanzierung des Schlammfalls

Zur Ermittlung der spezifischen Schlammproduktion der Kläranlage Rödingen wurde eine Schlammbilanz aufgestellt. Die Schlammbilanz basiert auf den Daten des Betriebstagebuches vom Januar 2001 bis zum Januar 2003. Da in diesem Zeitraum nur wenige Messwerte für die abfiltrierbaren Stoffe im Zulauf der Anlage ( $TS_0$ ) erfasst wurden, erfolgt die Berechnung der mittleren  $TS_0$ -Konzentration auf der Grundlage des Verhältnisses von  $TS_0$  zu CSB, das im Zuge eines Intensivmessprogrammes vom 10. Juni bis 8. Juli 2003 ermittelt wurde. Die in der Tabelle (s. Tab. 3-6) aufgeführten Parameter gehen in die Schlammbilanzierung ein.

| Parameter            | Konzentration im Mittel | Gesamtfracht betrachteten Zeitraum | im | Durchschnittliche Tagesfracht (761 d) |
|----------------------|-------------------------|------------------------------------|----|---------------------------------------|
| $Q_0$                |                         | 440.255 m <sup>3</sup>             |    | 579 m <sup>3</sup> /d                 |
| $BSB_{5,0}$          | 313 mg/L                | 137.800 kg                         |    | 181,1 kg/d                            |
| $CSB_0$              | 730 mg/L                | 321.386 kg                         |    | 422,3 kg/d                            |
| $TS_0$ <sup>1)</sup> | 485 mg/L                | 213.524 kg                         |    | 280,6 kg/d                            |
| $P_{ges,o}$          | 10,3 mg/L               | 4.535 kg                           |    | 6,0 kg/d                              |
| $BSB_{5,e}$          | 1,7 mg/L                | 748 kg                             |    | 1,0 kg/d                              |
| $CSB_e$              | 20 mg/L                 | 8.805 kg                           |    | 11,6 kg/d                             |
| $P_{ges,e}$          | 0,24 mg/L               | 106 kg                             |    | 0,14 kg/d                             |
| $Q_{ÜS}$             |                         | 8.266 m <sup>3</sup>               |    | 10,9 m <sup>3</sup> /d                |
| $TS_{BB}$            | 11,1 g/L                |                                    |    |                                       |
| $TS_{ÜS}$            | 14,4 g/L                | 119.030 kg                         |    | 156,4 kg/d                            |
| $Q_{Trübwasser}$     |                         | 1.812 m <sup>3</sup>               |    | 2,4 m <sup>3</sup> /d                 |

<sup>1)</sup>  $TS_0 = 0,665 \cdot CSB$

Tab. 3-6: Aus dem Betriebstagebuch entnommene Parameter zur Ermittlung des spezifischen Schlammfalls (betrachteter Zeitraum: Januar 2001 bis Januar 2003)

Bezogen auf ein Gesamtvolumen des Belebungsbeckens von 400 m<sup>3</sup> und einen durchschnittlichen Trockensubstanzgehalt in der Belegung von 11,1 g/l ergibt sich das gemittelte rechnerische Schlammalter zu:

$$t_{TS} = \frac{V_{BB} \cdot TS_{BB}}{Q_{\ddot{U}S} \cdot TS_{\ddot{U}S}} = \frac{400 \text{ m}^3 \cdot 11,1 \text{ kg/m}^3}{156,4 \text{ kg/d}} = 28,4 \text{ d}$$

Die mittlere Abwassertemperatur im Untersuchungszeitraum betrug 14,8 °C.

Der in der Membranbelebtschlammanlage produzierte Schlamm setzt sich aus den beim Abbau organischer Verbindungen entstehenden und eingelagerten Feststoffen ( $\ddot{U}S_C$ ) sowie dem aus der chemischen Phosphorelimination resultierenden Schlamm ( $\ddot{U}S_P$ ) zusammen:

$$\ddot{U}S_{\text{tot}} = \ddot{U}S_C + \ddot{U}S$$

### 3.8.1 Theoretischer Feststoffanfall aus dem Abbau der organischen Stoffe ( $\ddot{U}S_C$ )

Günder (Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 153) führte Versuche zur Ermittlung der Überschussschlammproduktion von Membranbelebungsanlagen durch. Aus den Untersuchungsergebnissen leitete er folgende empirische Formel ab, die die spezifische Überschussschlammproduktion in Abhängigkeit des Verhältnisses von abfiltrierbaren Stoffen zu  $BSB_{5,o}$  im Zulauf der Anlage unter Einfluss der Temperatur und des Schlammalters angibt:

$$\begin{aligned} \ddot{U}S_{BSB5} &= Q_o \cdot BSB_{5,o} \cdot \left[ 0,6 + 0,5 \cdot \frac{TS_o}{BSB_{5,o}} - \frac{0,6}{\frac{12,5}{1,072^{(T-15)}} \cdot t_{TS}} + 1 \right] \\ &= \frac{579 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 313 \text{ g/m}^3}{1000 \text{ g/kg}} \cdot \left[ 0,6 + 0,5 \cdot \frac{485 \text{ g/m}^3}{313 \text{ g/m}^3} - \frac{0,6}{\frac{12,5}{1,072^{(14,8-15)}} \cdot 28,4} + 1 \right] = 174 \frac{\text{kg TS}}{\text{d}} \end{aligned}$$

Nach ATV-DVWK Arbeitsblatt A 131 ergibt sich folgender theoretischer Überschussschlammfall aus dem Abbau der organischen Kohlenstoffverbindungen:

$$\begin{aligned} \ddot{U}S_{BSB5} &= Q_o \cdot BSB_{5,o} \cdot \left[ 0,75 + 0,6 \frac{TS_o}{BSB_{5,o}} - \frac{(1-0,2) \cdot 0,17 \cdot 0,75 \cdot t_{TS} \cdot 1,072^{(T-15)}}{1 + 0,17 \cdot t_{TS} \cdot 1,072^{(T-15)}} \right] \\ \ddot{U}S_{BSB5} &= \frac{579 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 313 \text{ g/m}^3}{1000 \text{ g/kg}} \cdot \left[ 0,75 + 0,6 \frac{485}{313} - \frac{(1-0,2) \cdot 0,17 \cdot 0,75 \cdot 28,4 \cdot 1,072^{(14,8-15)}}{1 + 0,17 \cdot 28,4 \cdot 1,072^{(14,8-15)}} \right] = 215 \frac{\text{kg TS}}{\text{d}} \end{aligned}$$

### 3.8.2 Theoretischer Feststoffanfall aus der Phosphatfällung

Gemäß ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131 fallen 6,8 kg Fällschlamm pro kg gefälltem Phosphat an. Unter der Voraussetzung, dass keine erhöhte biologische Phosphorelimination erfolgt, werden pro kg abgebautem BSB<sub>5</sub> 0,01 kg Phosphat beim Zellaufbau in die Biomasse eingelagert. Somit ergibt sich folgender Fällschlammanfall:

$$\begin{aligned}\ddot{U}_P &= Q_o \cdot 6,8 \cdot (P_{\text{ges,o}} - P_{\text{ges,e}} - P_{\text{ÜS}}) / 1000 \text{ [kg/d]} \\ &= 579 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 6,8 \cdot (10,3 \text{ mg/L} - 0,24 \text{ mg/L} - 0,01 \cdot 313 \text{ mg/L}) / 1000 \\ &= 27,3 \text{ kg/d}\end{aligned}$$

Ein Vergleich des theoretisch zu fällenden Phosphates mit der über einen induktiven Durchflussmesser im Untersuchungszeitraum erfassten Fällmittelzugabe lieferte einen zu geringen Fällmittelverbrauch. Eine im Juli 2003 durchgeführte Überprüfung der Fällmittelzugabemenge über eine manuelle Messung ergab eine Abweichung der tatsächlichen von der gemessenen Fällmittelzugabe von ca. 100 %. Es ist zu vermuten, dass die Zugabemenge auch in der hier betrachteten Untersuchungsperiode nicht korrekt erfasst wurde. Daher können keine Aussagen bezüglich des Feststoffanfalls aus der Phosphatfällung und einer eventuell vorhandenen biologischen Phosphatelimination getroffen werden.

### 3.8.3 Vergleich von theoretischem und gemessenen Feststoffanfall

Der Vergleich von theoretischem zu gemessenem Überschussschlammanfall zeigt eine starke Diskrepanz. Bereits der rechnerische Überschussschlammanfall nach dem Ansatz von Günder ist mit 174 kg TS/d höher als der im Untersuchungszeitraum gemessene Überschussschlammanfall. Zieht man den theoretisch anfallenden Fällschlamm aus der Phosphatfällung noch hinzu, ergibt sich ein rechnerischer Gesamtschlammanfall von ca. 200 kg TS/d gegenüber der gemessenen Fracht von 156,4 kg TS/d. Folgende Ursachen für die Abweichungen zwischen theoretischen und gemessenen Werten sind denkbar:

- Das mittlere angenommene TS<sub>0</sub>/BSB<sub>5</sub> Verhältnis basiert auf Messwerten, die außerhalb des betrachteten Zeitraums ermittelt wurden. Dieses angenommene Verhältnis ist somit nicht vollständig abgesichert.
- Die reale Überschussschlammproduktion auf der KA Rödingen könnte tatsächlich geringer sein als bei Günder bzw. dem ATV Arbeitsblatt A 131 angesetzt.
- Der Anteil der Biomasse, der über die Siebanlage im Zulauf zu den Membranen abgeschieden wird, ist bei der gemessenen Überschussschlammmenge nicht berücksichtigt.
- Geringe Messungenauigkeit der Mengenmessung zur Überschussschlammfassung.
- Beobachtungen auf vielen Kläranlagen haben gezeigt, dass sich die als Stichproben erfassten Trockensubstanzgehalte des Überschussschlammes vom mittleren Trockensubstanzgehalt unterscheiden können.

Um einen belastbaren Vergleich des gemessenen Überschussschlammanfalls zu theoretischen Ansätzen zu ermöglichen, sollte der Zulauf der Anlage in Zukunft zumindest einmal wöchentlich bezüglich CSB, BSB<sub>5</sub> und TS<sub>0</sub> beprobt werden. Weiterhin ist die über die Siebanlage abgezogene Biomasse zu erfassen.

### 3.9 Ergebnisse der Untersuchung

Das Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig untersuchte das Entwässerungsverhalten des Membranschlammes der Kläranlage Rödingen über den Zeitraum eines Jahres. Der Schlussbericht enthält die Ergebnisse der gesamten Untersuchungsperiode vom Oktober 2001 bis November 2002 sowie einer zusätzlich durchgeführten Messung vom 31. März 2003.

Die untersuchten 21 Membranschlammproben ergeben Kennwerte TR<sub>A</sub> im Bereich von 23,5 bis 31,2 %. Das gute Entwässerungsergebnis ist zumindest teilweise auf den im Vergleich zu aerob stabilisierten Schlämmen geringen Glühverlust der Membranschlämme von i.M. 53,7 % zurückzuführen.

Der Polymerbedarf von i.M. 2,9 g Wirksubstanz pro kg Trockenrückstand (Polymer Zetag 87) deutet auf gute bis sehr gute Entwässerungseigenschaften hin. Dieses Ergebnis wird auch durch geringe CST-Werte von 3,1 bis 9,8 s/% TR bestätigt. Die guten Entwässerungseigenschaften werden möglicherweise durch die hydrophobe Zelloberfläche von Nocardioformen Actinomyceten, die als dominante Fadenbakterien in der Belebtschlammbiozönose vorliegen, unterstützt.

Aus den durchgeführten Untersuchungen kann keine Korrelation zwischen dem Entwässerungsergebnis und der Viskosität bzw. dem Gehalt an exopolymeren Substanzen abgeleitet werden.

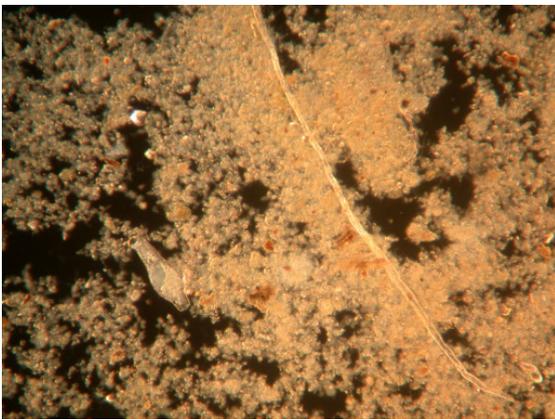
Während der Untersuchungsperiode betrug das Schlammalter durchschnittlich 28,4 Tage. Die aus den Aufzeichnungen des Betriebstagebuches ermittelte Überschussschlammproduktion ergibt geringere Werte gegenüber den Ergebnissen aus der Berechnung der Schlammproduktion nach Ansätzen von Günder und der ATV. Die Ursache dieser Diskrepanz ist nicht eindeutig feststellbar.

Ein Vergleich des theoretisch zu fällenden Phosphates mit den im Untersuchungszeitraum gemessenen Fällmittelzugabemengen liefert einen zu geringen Fällmittelverbrauch. Da möglicherweise gravierende Fehler bei der Messwertaufnahme auftraten, sind die gemessenen Werte jedoch nicht belastbar.

## 4 Mikroskopisches Bild des Siebgutes

Der Betrieb der Membranbelebungsanlage wird durch sichtbare Verzopfungen an den Membranen beeinträchtigt. Zur Minimierung der Verzopfungen ist den Membrankammern ein Sieb vorgeschaltet. Das Sieb kann jedoch aufgrund begrenzter Kapazität nicht mit dem gesamten Zufluss zu den Membranen beaufschlagt werden und wird daher im Bypass betrieben.

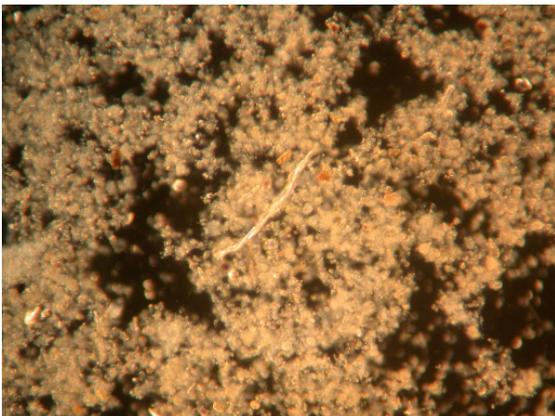
Zur Beurteilung der Wirksamkeit des Siebes in Bezug auf die Vermeidung von Verzopfungen an den Membranen wurden der Belebtschlamm sowie das Siebgut und die Verzopfungen an den Membranen mikroskopisch untersucht. Im Belebtschlamm vor dem Sieb sind längere Fasern zu erkennen (s. Abb. 4-1 a). Die mikroskopische Aufnahme des Siebgutes zeigt, dass diese Fasern wirkungsvoll durch das Sieb aus der Belebtschlammanlage entfernt werden (s. Abb. 4-1 b). Nach Durchlaufen des Siebes sind nur noch kürzere Fasern im Belebtschlamm vorhanden (s. Abb. 4-1 c). Nach Durchlaufen des Siebes sind nur noch kürzere Fasern im Belebtschlamm vorhanden (s. Abb. 4-1 c).



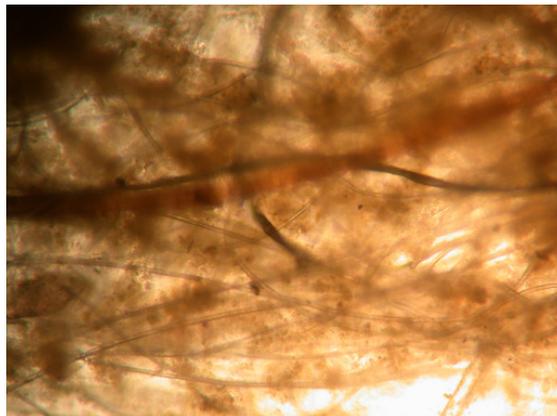
a) Belebtschlamm vor der Siebung



b) Siebgut



c) Belebtschlamm nach der Siebung



d) Ablagerungen an den Membranen

**Abb. 4-1: Lichtmikroskopische Aufnahmen (ca. 150-fach vergrößert)**

Die Fasern an der oberen Seite der Membranen (s. Abb. 4-1 d) entsprechen im mikroskopischen Bild den Fasern im Siebgut. Die Bestimmung des Glühverlustes ergab einen organischen Anteil des Siebgutes und der Fasern an den Membranen von ca. 80 %.

Unter der Voraussetzung, dass der gesamte Zufluss zu den Membranen gesiebt würde, ist zu erwarten, dass die Verzopfungen im oberen Bereich der Membranen deutlich vermindert werden.