

Abschlussbericht

**BMU-Programm zur Förderung von
Demonstrationsvorhaben
Vorhaben „Hochlastvergärung von
Klärschlamm mit integrierter
Mikrofiltration“**

Für:
Zweckverband GKA Schozachtal
Herrn Bürgermeister Thomas Knödler
Rathausstraße 8
74360 Ilsfeld

Autor
Dr. Brigitte Kempter-Regel
Fraunhofer-Institut für Grenzflächen- und Bioverfahrenstechnik (IGB),
Nobelstraße 12, 70569 Stuttgart

20. Mai 2010

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	2
1 Kurzfassung	3
2 Einleitung.....	4
2.1 Biologische Vorbehandlung.....	5
3 Stromverbrauch von Kläranlagen	5
3.1 Energieeffizienz.....	6
4 Ausgangssituation Gruppenkläranlage Zweckverband Schozachtal	7
4.1 Ausgangssituation.....	7
4.1.1 Primärschlamm	7
4.1.2 Überschussschlamm	8
4.1.3 Entsorgung	8
4.2 Voruntersuchungen und Vergleich mit dem zweistufigen Verfahren.....	9
5 Vorhaben	10
5.1 Ziel des Vorhabens.....	10
5.2 Darstellung der technischen Lösung	11
5.2.1 Stand der Technik: Hochlastfaulung	12
5.2.2 Stand der Technik: Hochlastfaulung mit Mikrofiltration	13
6 Angaben zum Verlauf des Vorhabens	14
7 Ergebnisse	18
7.1 Erfolgskontrolle durch ein Messprogramm	18
7.1.1 Zulauf der Schlammfaulung	19
7.1.2 Säuregehalt.....	21
7.1.3 Biogasmenge und Biogausausbeute	23
7.1.4 oTR-Abbau.....	23
7.1.5 Ammoniumgehalt.....	26
7.1.6 Phosphatkonzentration	27
7.1.7 Entwässerter Schlamm	28
7.2 Ergebnisse des Betriebs der Hochlastfaulung seit März 2009	28
7.2.1 Durchsatz und Verweilzeit.....	29
7.2.2 Mikrofiltration.....	30
7.2.3 oTR-Abbau.....	33
7.2.4 Biogas.....	36
7.2.5 Raumbelastung OLR und Biogas.....	38
7.3 Stickstoffentfernung durch MAP-Fällung aus dem Schlammwasser.....	39
7.4 Entwässerter Schlamm	41
8 Energieeffizienz	42
8.1 Biogas und Stromproduktion.....	42
8.2 Stromverbrauch	44
8.3 CO ₂ -Ausstoß	45
9 Ausblick	45
10 Literatur.....	46

1 Kurzfassung

Auf der Gruppenkläranlage des Zweckverbands Schozachtal wurde eine Hochlastfaulung mit Mikrofiltration gebaut und in Betrieb genommen. Die Hochlastfaulung ersetzt die aerobe Schlammstabilisierung im Belebungsbecken. Dadurch wurde ein erhöhter Abbau der Organik und infolgedessen eine bessere Entwässerbarkeit des stabilisierten Schlammes erreicht. Durch die Schlammfaulung wird der Schlamm zu Biogas, das dann im BHKW zu Strom umgesetzt wird. So kommt es zur Einsparung von CO₂-Äquivalenten, indem fossile Energie in Form von Strom durch regenerativ erzeugten Strom ersetzt wird. Außerdem wird eine Reduktion der Stromkosten erwartet, dadurch, dass die stromintensive Belüftung für die aerobe Schlammstabilisierung zukünftig wegfällt. Die Energieeffizienz der Kläranlage wird durch die Schlammfaulung erhöht, indem der Stromverbrauch reduziert sowie regenerative Energie in Form von Biogas gewonnen wird. Zunächst war vorgesehen, das Biogas vollständig für die Teiltrocknung der Gärungsreststoffe zu nutzen, um eine energetische Totalverwertung von Biogas im Klärwerk zu realisieren.

Mittlerweile ist durch die Strompreiserhöhung und eine kostengünstige Entsorgung der Gärungsreststoffe bei der SES in Stuttgart die Biogasverwertung mit BHKW verwirklicht. Nur noch die überschüssige thermische Energie wird zur Klärschlamm-trocknung genutzt.

Mit der Inbetriebnahme der Hochlastfaulung erhielt die Kläranlage ein Verfahren zur Schlammbehandlung, das vor dem Hintergrund aktueller Entwicklungen der Schlammbehandlung in Baden-Württemberg die politischen Vorgaben auch zukünftig erfüllt, und damit zukunftstauglich sowie kostengünstig und nachhaltig ist.

Der Betrieb der Hochlastfaulung mit Mikrofiltration zeigt, dass wesentliche Erwartungen erfüllt werden. Die Hochlastfaulung wird mit einer hydraulischen Verweilzeit von 7 Tagen und einer Raumbelastung von 3 - 6 kg/m³*d stabil betrieben. Der Stromverbrauch 2009 liegt voraussichtlich um 25 % niedriger als herkömmlich (2008 Reduktion des Stromverbrauchs um 15 %). Die Qualität der Stabilisierung und damit die ausgezeichnete Abbauleistung der Hochlastfaulung zeigt sich in einem geringen Rest-oTR-Anteil von meist < 47 % im ausgefaulten Schlamm. Die Biogasausbeute lag im Untersuchungszeitraum (März bis Juni 2009 bei konstantem Durchsatz und stabiler oTR) zwischen 15 und 25, im Durchschnitt 19,3 l/EW und Tag. Diese Größenordnung bestätigt sich auch für die zweite Jahreshälfte 2009 bis März 2010. Die Schlammengenreduktion betrug in 2009 275 Tonnen bezogen auf das Vergleichsjahr 2008. Die im Vergleich zu anderen Hochlastfaulanlagen etwas geringere Biogasmenge pro Einwohner ist den Betriebsbedingungen der Kläranlage Schozachtal geschuldet. Die hydraulische Belastung der Zweckverbandskläranlage liegt rechnerisch bei 90.000 – 100.000 EW₁₂₀ und liegt damit um den Faktor 3-4 über der realen Einwohnerzahl von 26.700. Durch diese von Fremdwasser und Industrie-einleitungen verursachte extreme hydraulische Fracht wird verstärkt submerse Biomasse aus dem Belebungsbecken ausge-tragen, sodass der sedimentierbare Anteil von Sekundärschlamm pro Realeinwohner kleiner ist als bei der Vergleichskommune Wutachtal.

2 Einleitung

2007 wurden in Baden-Württemberg 270.000 t Klärschlamm Trockensubstanz entsorgt. Die Entsorgung des Klärschlammes unterlag in den letzten Jahren aufgrund gesetzlicher Vorgaben Veränderungen, so dass die Deponierung als wichtigster Entsorgungsweg ihre Bedeutung verloren hat. Die TASI verbietet die Ablagerung von Klärschlämmen seit 1. Juni 2005 (TASI, 2005). Der Hauptentsorgungspfad des anfallenden Klärschlammes in Baden-Württemberg ist heute die energetische Verwertung in industriellen Mitverbrennungsanlagen (z. B. Zementwerke, Kohlekraftwerke) oder die thermische Behandlung in Monoverbrennungsanlagen.

Die Verwertung in der Landwirtschaft und andere stoffliche Verwertungswege sind umstritten und werden deshalb heute schon wenn möglich vermieden. Denn Klärschlämme enthalten neben Krankheitserregern schätzungsweise über 100.000 Chemikalien, die in Haushalten, Industrie und Gewerbe eingesetzt werden. Es besteht daher die Gefahr, dass sich diese teilweise höchst problematischen Stoffe über die landwirtschaftliche Verwertung im Boden anreichern. Aus diesem Grund hält das Umweltministerium Baden-Württemberg die Klärschlammverwertung auf Böden (Landwirtschaft, Landbau) nicht mehr vertretbar und empfiehlt, Klärschlämme zu verbrennen bzw. mitzuverbrennen. Die Verbrennung von Klärschlämmen hat daher in den letzten Jahren bereits erheblich zugenommen (Heitzmann, 2008). Abbildung 1 zeigt die Entwicklung der Klärschlamm-Entsorgung für Baden-Württemberg seit 1983.

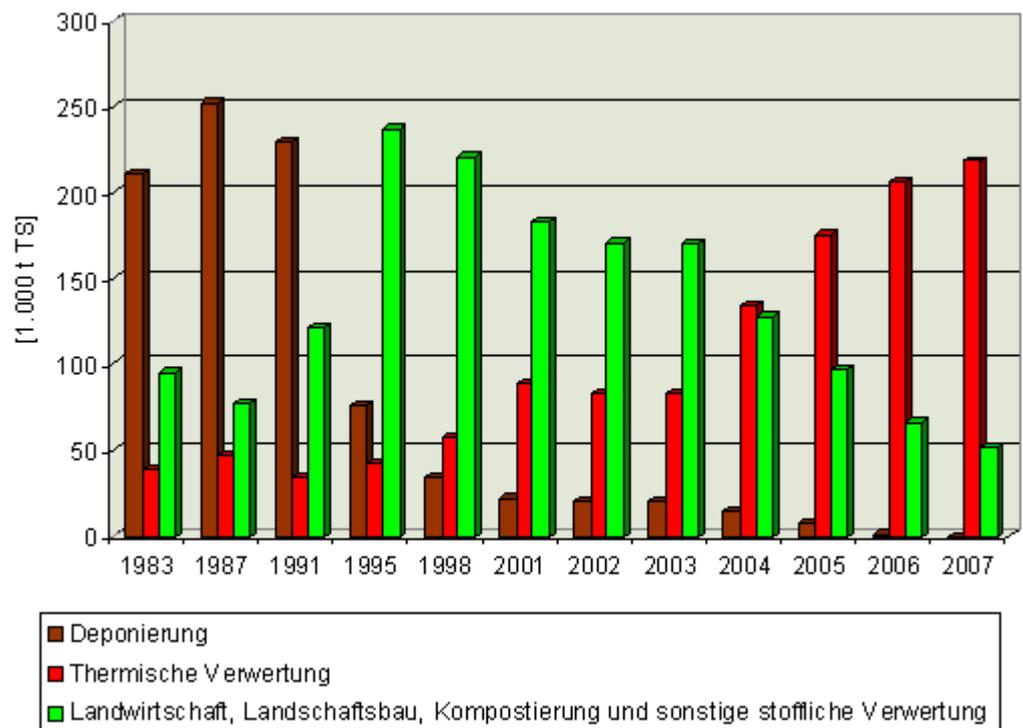


Abbildung 1: Entsorgung von Klärschlamm aus kommunalen Kläranlagen mit Standort in Baden-Württemberg seit 1983 (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg)

2.1 Biologische Vorbehandlung

Klärschlamm wird vor der Verbrennung entwässert und meist biologisch, aerob oder anaerob stabilisiert. Mit der biologischen Stabilisierung von Klärschlamm kann die Geruchsbildung vermieden sowie die Entwässerbarkeit des Klärschlammes verbessert werden.

Wo aus wirtschaftlichen Gründen in früheren Jahren für Kläranlagen bis zu 30.000 bis 40.000 EW ausschließlich die aerobe Schlammstabilisierung empfohlen wurde, ist die Empfehlung heute, dass Kläranlagen bereits ab 10.000 EW über eine getrennte anaerobe Schlammstabilisierung verfügen sollten (Schröder, 2007). Allerdings verfügen in Baden-Württemberg bisher lediglich 71 % der Kläranlagen der Größenklasse 4 über eine anaerobe Schlammfäulung (Abbildung 2). Aus wirtschaftlichen und energetischen Gründen ist die anaerobe Schlammstabilisierung heute bereits für diese Anlagengröße geeignet.

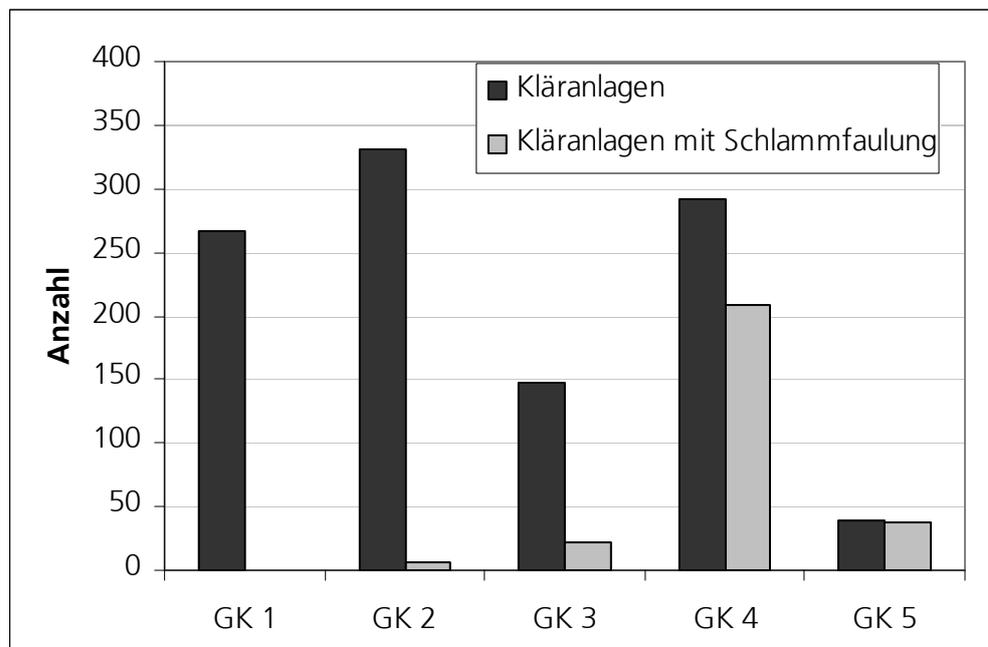


Abbildung 2: Kläranlagen und Kläranlagen mit Schlammfäulung in Baden-Württemberg nach Größenklasse (Steinmetz, 2007)

3 Stromverbrauch von Kläranlagen

Kläranlagen verbrauchen knapp ein Prozent des bundesweiten Strombedarfs und sind meist der größte Stromverbraucher einer Kommune. Mit ca. 20 % des Gesamtstrombedarfs einer Kommune liegen sie vor Krankenhäusern, Schulen, u. a. öffentlichen Einrichtungen.

Der einwohnerspezifische Stromverbrauch von Kläranlagen liegt aktuell zwischen durchschnittlich 75 kWh/(EW*a) bei Kläranlagen der GK1 und 32 kWh/(EW*a) bei Kläranlagen der Größenklasse 5 (Abbildung 3), (Haber Kern et al., 2008). Der Gesamtstromverbrauch von Kläranlagen in der Bundesrepublik beträgt jährlich 4.400 GWh/a. Dabei wird der überwiegende

Teil von den wenigen Kläranlagen der Größenklasse 4 und 5 verbraucht. Das bedeutet, dass Maßnahmen zur Energieeinsparung auf großen Kläranlagen sich insgesamt eher auf den Gesamtstrombedarf aller Kläranlagen auswirken, als Maßnahmen auf Kläranlagen der Größenklasse 1 – 3. Allerdings bergen gerade die kleineren Kläranlagen aufgrund des hohen, einwohnerspezifischen Stromverbrauchs ein hohes Einsparpotential für die einzelne Kommune, die die Kläranlage betreibt.

Mit bis zu 44 kWh/(EW*a) Strombedarf ist die Belüftung in den Belebungsbecken der Hauptstromverbraucher auf Kläranlagen (Steinmetz, 2007). Dies wird u. a. auch durch die aerobe Schlammstabilisierung verursacht. Denn gerade auf Kläranlagen mit 30.000 – 40.000 EW wurde bisher meist die aerobe Schlammstabilisierung betrieben (Schröder, 2007). Neben dem dafür erforderlichen hohen Stromverbrauch ging dabei auch immer ein enormes Potential an regenerativer Energie verloren. Für eine Kläranlage mit 30.000 EW mit einem Biogaspotential von 18 l Faulgas (EW*d) (Faulgasanfall 17 – 19,7 l/(EW*d), Haberkern et al., 2008) wären das pro Jahr 197.100 m³ Biogas. Bei einer Verstromung in einem BHKW wären daraus jährlich 354.780 kWh elektrische Energie zu gewinnen (BHKW el. Wirkungsgrad 30 %, 6 kWh /m³ Biogas). Dabei betreiben insgesamt lediglich 25 % aller Kläranlagen in Baden-Württemberg eine Schlammfäulung (Steinmetz, 2007), bzw. bei Kläranlagen der Größenklasse 4 sind es 71 % (Abbildung 2). Das Biogaspotential aus Klärschlamm der übrigen Kläranlagen bleibt ungenützt.

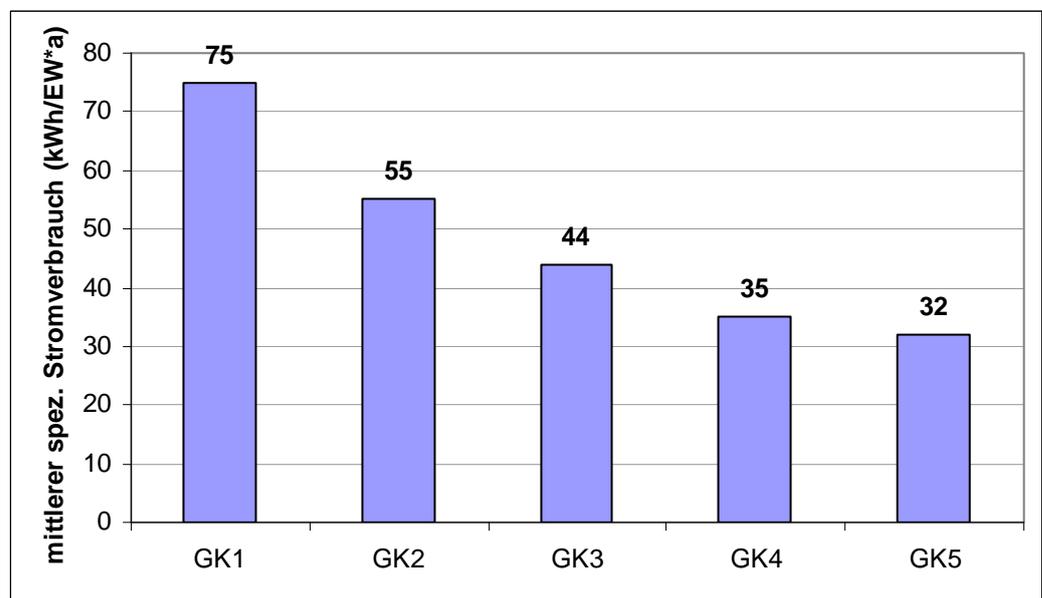


Abbildung 3: Mittlerer spezifischer Stromverbrauch von Kläranlagen nach Größenklasse (Haberkern et al., 2008)

3.1 Energieeffizienz

Der Fokus der Innovationen für Kläranlagen lag in der Vergangenheit auf der Qualität des Kläranlagenablaufs. Stark ansteigende Energiepreise, zunehmende Bedeutung an regenerativen Energien und ehrgeizige Ziele bei der CO₂-Einsparung führen jedoch aktuell zu einem gesteigerten Interesse an

energieeffizienten Verfahren für Kläranlagen. Seit die Energieeffizienz als Kriterium des Stands der Technik für die Abwasserreinigung im § 7a des Wasserhaushaltsgesetzes niedergeschrieben ist, rückt die Energieeffizienz in den Vordergrund aktueller Entwicklungen in der Abwasserreinigung. Maßnahmen zur Reduktion des Energieaufwands gewinnen zunehmend an Bedeutung, dabei darf die Qualität der Abwasserreinigung jedoch keinesfalls beeinträchtigt werden.

Aufgrund der unterschiedlichen Verfahren und unterschiedlicher örtlicher Rahmenbedingungen der Kläranlagen gibt es allerdings keinen einheitlichen Stand der Technik hinsichtlich der Energieeffizienz für Kläranlagen. Es wurden jedoch Zielwerte u. a. für den Energieverbrauch und die Energieproduktion festgelegt, mit denen die Energieeffizienz von Kläranlagen beschrieben werden kann. Demnach soll zukünftig ein Stromverbrauch von 18 kWh/(EW*a) angestrebt werden, die Faulgasproduktion soll 30 l/(EW*d) erreichen (Haberker et al., 2008).

4 Ausgangssituation Gruppenkläranlage Zweckverband Schozachtal

4.1 Ausgangssituation

Die Gruppenkläranlage des Zweckverbands Schozachtal hat eine Ausbaugröße von 35.000 EW. Sie zählt somit zur Größenklasse 4. An die Kläranlage angeschlossen sind mit den Gemeinden Ilfeld, Untergruppenbach und Abstatt jedoch nur etwa 26.700 EWG. Industrielle Einleiter sind überwiegend Betriebe aus dem Maschinenbaubereich. Betriebe aus der Lebensmittelbranche, die die Schlammqualität hinsichtlich des Organikanteils verbessern, sind Schlachtereien und Weinkeltereien. Diese sind saisonale Einleiter, deren Belastung v. a. im Herbst bemerkbar ist.

Allerdings ist die Kläranlage mit extrem hoher hydraulischer Belastung befrachtet (90.000-100.000 EW₁₂₀), die durch einen hohen Fremdwasseranteil verursacht wird. Dadurch wird Schmutzfracht erstens verdünnt und zweitens wird aus dem Belebungsbecken submers verteilte Biomasse ausgeschwemmt, die in der Nachklärung nicht als Flocke abgetrennt werden kann. Damit ist die Realeinwohner-bezogene Sekundärschlammmenge permanent niedriger als in Vergleichskläranlagen. Zusätzlich kommt es durch die saisonalen Einleitungen vorübergehend immer wieder zu geringeren Überschussschlammaufkommen.

Der Klärschlamm wurde bisher simultan aerob im Belebungsbecken stabilisiert. Der entwässerte Schlamm wurde nach Stabilisierung mit Kalk landwirtschaftlich verwertet. Täglich fielen maximal 50 m³ Klärschlamm (Primär- und Überschussschlamm) an. Seit Inbetriebnahme der Hochlastfaulung liegt das Schlammaufkommen bei etwa 40 m³/d.

4.1.1 Primärschlamm

Der Primärschlamm wurde aus dem Vorklärbecken ca. zwei Mal pro Woche abgezogen, je nachdem, wann Kapazitäten in der Schlammpresse frei waren. Es wurde dann so lange gepumpt, bis der Ablauf sichtbar dünner war. Eine Bestimmung des Schlammvolumens oder des Durchsatzes erfolgte nicht.

Aufgrund dieser Vorgehensweise war das Vorklärbecken zwischen den beiden Terminen zur Primärschlammabfuhr sehr weit mit Schlamm gefüllt. Es konnten aufsteigende Blasen beobachtet werden, die möglicherweise durch Biogas verursacht wurden, welches bei der Vergärung des Schlammes am Beckenboden entstehen konnte.

4.1.2 Überschussschlamm

Die Eindickung des Überschussschlammes erfolgte ursprünglich zunächst in der Nachklärung. Von dort wurde der eingedickte Überschussschlamm in die Vorklärung eingeleitet, wo er zusammen mit dem Primärschlamm als Sediment abgezogen wurde. Nachdem die Vorklärung jedoch nach Inbetriebnahme der Denitrifikation in einem Teil des ursprünglichen Vorklärbeckens drastisch verkleinert war, musste eine andere Lösung zur Schlammeindickung gefunden werden, denn der Schlamm konnte nicht mehr in ausreichendem Maße aus dem System entfernt werden, reichte sich an und führte zu hohen TR-Werten im System. Der TR-Gehalt im Belebungsbecken lag oft zwischen 6 und 9 g/l und damit verglichen mit anderen Kläranlagen verhältnismäßig hoch. Es bildete sich auf dem Denitrifikationsbecken und teilweise auch auf dem Nachklärbecken eine Schwimmschlammsschicht, die auch auf den hohen TR-Gehalt im System zurückzuführen war. Die Betriebsweise wurde deshalb auf Anraten des Fraunhofer IGB vorübergehend geändert. Seit April 2004 wurde der Überschussschlamm mit einem TR von 1-2 % aus dem Nachklärbecken abgezogen und dann in das alte, stillgelegte Belebungsbecken gepumpt, wo er sich weiter absetzen und damit eindicken konnte. Das Klarwasser und der abgesetzte Schlamm wurden jeweils mit mobilen Pumpen abgezogen, der Schlamm wurde zur Zwischenlagerung in das Schlamm-silo gepumpt, von wo er dann zur Entwässerung auf die Presse (4.1.3) gegeben wurde. Nachteilig an dieser statischen Voreindickung im stillgelegten Belebungsbecken waren das große Beckenvolumen (1600 m³) und die Aufstellung der Pumpen im Freien. Bei einem Abzug von 80-100 m³ Überschussschlamm pro Tag aus dem stillgelegten Belebungsbecken ergab sich eine mittlere Aufenthaltszeit von 18 Tagen, während für eine statische Voreindickung 1-2 Tage ausreichend wären. Bei diesen langen Aufenthaltszeiten bestand die Gefahr der Geruchsemission durch unkontrolliert ablaufende Faulungsprozesse sowie unkontrollierte Emissionen von Methan, dessen klimaschädliche Wirkung um das 21-fache höher ist als die von CO₂.

Diese Lösung wurde lediglich als provisorische Zwischenlösung betrieben. Inzwischen wird der Überschussschlamm nach der Nachklärung maschinell eingedickt und anschließend im Mischbehälter mit dem Primärschlamm aus der Vorklärung vermischt, von wo er dann in die Hochlastfaulung gelangt.

4.1.3 Entsorgung

Der statisch eingedickte Klärschlamm (s. 4.1.1 und 4.1.2) wurde anschließend mit einer Siebbandpresse mechanisch entwässert und nach der Entwässerung landwirtschaftlich verwertet.

Nach Auslaufen des Vertrags zur landwirtschaftlichen Verwertung sollte ein Weg zur Klärschlammverwertung eingeschlagen werden, der sowohl die Kriterien der politischen Vorgaben erfüllt als auch kostengünstig, zukunftstauglich und nachhaltig ist. Der Klärschlamm wird heute in der Hochlastfaulung mit Mikrofiltration zu Biogas umgesetzt.

4.2 Voruntersuchungen und Vergleich mit dem zweistufigen Verfahren

Der Klärschlamm der Gruppenkläranlage Schozachtal wurde im Jahr 2003 mit dem Verfahren der Hochlastfaulung im Technikumsmaßstab hinsichtlich der oTR-Reduktion und der Biogasausbeute untersucht. Dabei wurde der Klärschlamm mit dem zweistufigen Verfahren, mit einem einstufigen Verfahren sowie mit dem einstufigen Verfahren mit Mikrofiltration in kontinuierlichen Experimenten vergleichend untersucht. Die Ergebnisse sind in Abbildung 4 dargestellt. Der höchste Abbaugrad von 49 % wurde mit dem einstufigen Verfahren mit Mikrofiltration erzielt. Der höhere Abbaugrad im Vergleich zum zweistufigen Verfahren war hier auch dadurch begründet, dass sich im Klärschlamm unzählige verschiedene Substanzen in geringen Konzentrationen befinden. Ein biologischer Abbau kann jedoch erst dann erfolgen, wenn die abzubauen Substanz eine bestimmte Mindest-Grenzkonzentration erreicht hat. Durch die Mikrofiltration wird die Konzentration verschiedener Substanzen erhöht, die dadurch erst für einen biologischen Abbau zugänglich werden (Zehnder und Schraa, 1988).

Für die Untersuchungen wurde Klärschlamm gezielt hergestellt. Überschussschlamm wurde für die Dauer der Untersuchungen auf der Kläranlage mechanisch eingedickt, Primärschlamm wurde aus dem Vorklärbecken und ohne Zusatz von Flockungshilfsmitteln entnommen. Die Schlämme wurden im Verhältnis 30 % Primärschlamm und 70 % Überschussschlamm gemischt.

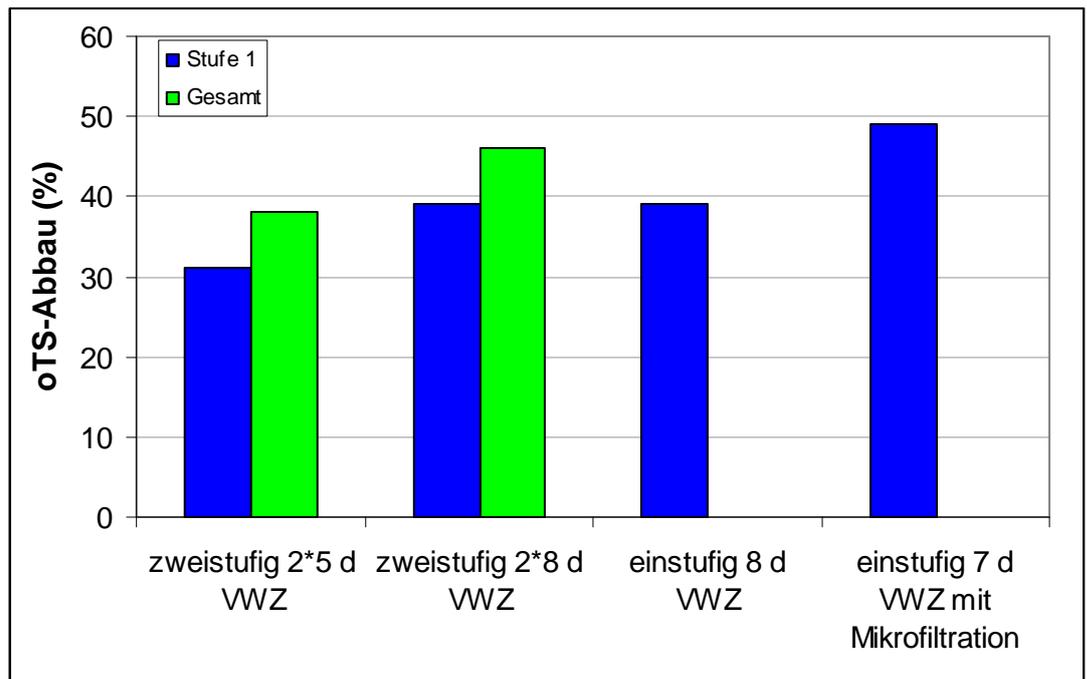


Abbildung 4: Vergleichende Darstellung der Abbaugrade der untersuchten, alternativen Verfahrenswesen: Zweistufig mit einer Verweilzeit (VWZ) von 5 bzw. 8 Tagen je Stufe, einstufig mit einer Verweilzeit von etwa 8 Tagen sowie einstufig mit einer Verweilzeit von 7 Tagen und erhöhter Feststoffverweilzeit von 12 Tagen durch Mikrofiltration.

5 Vorhaben

5.1 Ziel des Vorhabens

Auf der Gruppenkläranlage Schozachtal wurde die aerobe Stabilisierung durch eine anaerobe Schlammstabilisierung ersetzt. Außerdem erfolgte eine Erneuerung von Rechen, Sandfang und Fettfang. Dadurch wird die Wirtschaftlichkeit der Anlage verbessert. Denn die in der Anlage ankommenden Feststoffe werden effektiver abgeschieden und in organische und anorganische Stoffe getrennt, und der Energieverbrauch im Belebungsbecken wird reduziert. Ein weiteres Ziel war die Produktion von Biogas aus Klärschlamm.

Mit der einstufigen Hochlastfaulung mit Mikrofiltration wurde eine innovative Schlammbehandlung eingeführt. Dadurch wird ein erhöhter Abbau der Organik und infolgedessen eine bessere Entwässerbarkeit des stabilisierten Schlammes erreicht, und die Menge des zu entsorgenden Klärschlammes soweit als möglich verringert. Gleichzeitig wird dadurch mehr regenerative Energie gewonnen.

Durch die Reduktion der Stromkosten sowie die Erzeugung von regenerativem Biogas werden die Kohlendioxid-Emissionen vermindert.

Das bei der Faulung abgezogene partikelfreie Schlammwasser enthält hohe Konzentrationen an Ammonium und Phosphat, so dass es zur Düngung verwendet werden kann.

Zunächst war vorgesehen, den entwässerten Schlamm mittels einer solaren Trocknungsanlage auf Trockensubstanzgehalte von 60 – 80 % zu trocknen. Dafür sollte auch ein Teil der bei der Biogasverbrennung erzeugten Wärme verwendet werden, indem die Luft, die bei der Trocknung zugeführt wird, erwärmt wird.

Aus Gründen der Wirtschaftlichkeit wurde während des Vorhabens auf die solare Klärschlamm-trocknung verzichtet und stattdessen ein BHKW installiert. Aufgrund gestiegener Energiepreise ist es wirtschaftlicher, das Biogas im BHKW zu verstromen und die überschüssige Wärme zur Klärschlamm-trocknung zu verwenden.

Die Überschusswärme soll nach Absprache mit dem Zweckverband für eine Teiltrocknung des Klärschlamm-s genutzt.

5.2 Darstellung der technischen Lösung

Für den Zweckverband der Gruppenkläranlage Schozachtal wurde eine Hochlastfaulung mit integrierter Mikrofiltration geplant, erstellt und in Betrieb genommen. Das Verfahren ist schematisch in Abbildung 5 dargestellt. Die Hochlastfaulung hat ein Volumen von 280 m³ und arbeitet mit einer Verweilzeit von 7 Tagen, einer Raumbelastung von bis zu 6 kg/m³*d und damit deutlich höherer Raumbelastung als herkömmliche Faulungen. Das Verfahren ist mit einer Mikrofiltration ausgestattet, mit welchem Schlammwasser während der Faulung aus dem Faulbehälter entfernt wird. Die Mikrofiltration der GKA Schozachtal besteht aus vier Bellmer Fine Filtern (BFF) mit einer gesamten Filtrationsfläche von 29,6 m². Die Filter sind mit einem Stapel aus rotierenden Scheiben ausgerüstet (Rotationsscheibenfilter). Die Scheiben bestehen aus gesinterter Keramik mit einer mittleren Porenweite von 0,2 µm und rotieren mit etwa 320 Umdrehungen pro Minute.

Durch den Abzug von Schlammwasser während der Faulung mittels Mikrofiltration wird die Verweilzeit der Feststoffe vom hydraulischen Durchsatz entkoppelt, was einen besseren Abbau des Klärschlamm-s zur Folge hat. Potential für weitere Verbesserungen der Ökonomie und Nachhaltigkeit bietet das Verfahren auf Grund des nahezu feststofffreien Filtrats aus der Mikrofiltration, in dem die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor in hohen Konzentrationen gelöst sind. Hier besteht die Möglichkeit zur Rückgewinnung dieser Nährstoffe und ihrer Verwendung für die Düngung.

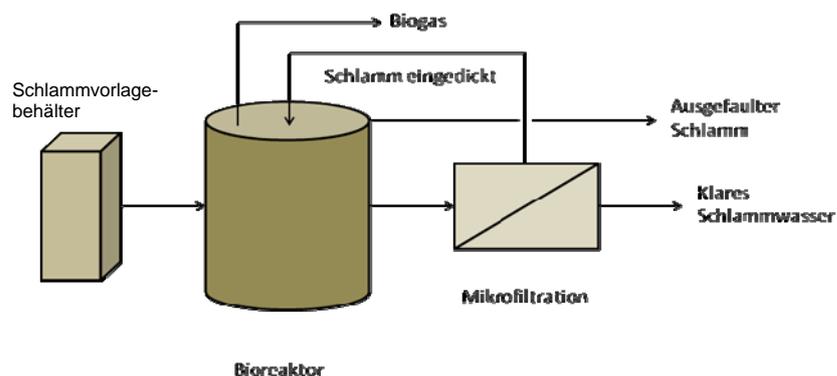


Abbildung 5: Schematische Darstellung der Hochlastfaulung mit Mikrofiltration

5.2.1 Stand der Technik: Hochlastfaulung

Klärschlamm kann in geeigneten Faulbehältern des Schwarting-Uhde-Verfahrens mit kurzen Verweilzeiten und hohen organischen Raumbelastungen (bis zu $10 \text{ kg oTR/m}^3 \cdot \text{d}$) abgebaut und zu Biogas umgesetzt werden. Die Faulbehälter haben eine zylindrische Form, in denen in definierten Abständen Lochböden horizontal angebracht sind. Durch periodisches Anheben der Flüssigkeitssäule durch eine außen liegende Pumpe werden an den Löchern Turbulenzen erzeugt, die eine optimale Durchmischung und Entgasung bewirken. Die gestufte Durchmischung ermöglicht eine Differenzierung der Verweilzeit für Feststoffe und Flüssigkeit durch unterschiedliche Sinkgeschwindigkeiten. Dies führt insgesamt zu einem erhöhten Abbaugrad. Das Verfahren wurde als zweistufiges Verfahren bereits 1984 patentiert (Patent-Nr. DE 32 08 977 C2; 23.2.1984). Abbildung 6 zeigt die Hochlastfaulung schematisch.

Der maximale Abbaugrad von Klärschlamm wird mit diesem Verfahren erst bei hoher Raumbelastung erreicht, d. h. bei einer konstanten Verweilzeit kann der Abbau durch zunehmende oTR-Konzentration im Zulauf verbessert werden (Kempster et al., 2000). Ein effizientes Verfahren zur Eindickung des Schlammes ist deshalb eine Voraussetzung für einen maximalen Abbau in der Hochlastfaulung.

Dieses Hochlast-Verfahren hat gegenüber den herkömmlichen Faultürmen den Vorteil, dass der Bedarf an Faulraum geringer, der Abbau an organischer Substanz effizienter, der Biogasertrag höher und das Volumen an Restschlamm, das schließlich entsorgt werden muss, geringer ist.

Dadurch ergeben sich Kosteneinsparungen für das gesamte Verfahren (Kempster-Regel et al., 2003): Durch die Verwendung des Biogases als Energieträger für die Schlammbehandlung bzw. durch den Verkauf des Biogases können Kosten gespart bzw. ein Erlös erzielt werden. Der Bedarf an Flockungshilfsmittel sinkt (Kempster-Regel et al., 2003). Das reduzierte Restschlammvolumen spart Kosten für den Transport bzw. die thermische Verwertung.

Diese Hochleistungsvergärung wird bereits in Leonberg (zweistufig) (UBA-Texteband 62/98; Merz et al. 1999) sowie in Heidelberg (Kempster-Regel et al., 2003) mit Erfolg betrieben.

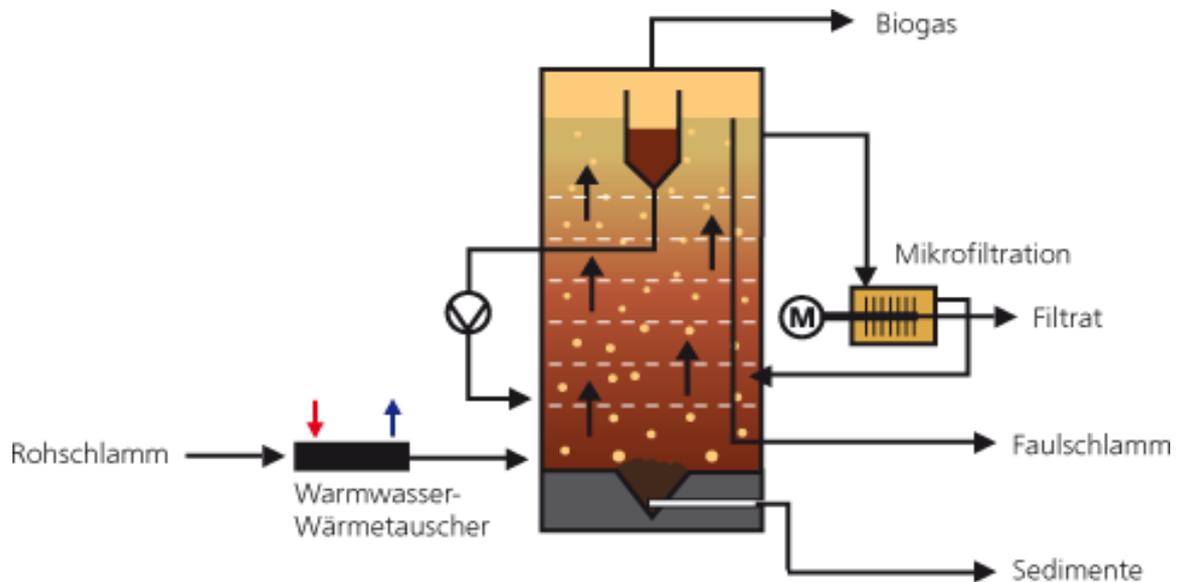


Abbildung 6: Schematische Darstellung der Hochlastfaulung

5.2.2 Stand der Technik: Hochlastfaulung mit Mikrofiltration

Um den Gesamtabbau weiter zu verbessern, wird die oTR-Konzentration im Faulbehälter durch Abzug von Schlammwasser mit Hilfe einer Mikrofiltration erhöht. Der oTR-Abbaugrad steigt mit zunehmender oTR-Konzentration im Reaktorraum an (Kempfer et al., 2000; Kempfer und Trösch, 2000). Durch Filtration des Schlammes während der Faulung wird Schlammwasser abgezogen. Dadurch wird die Verweilzeit der Feststoffe von der Verweilzeit des Schlammwassers entkoppelt, so dass neben der erhöhten Konzentration der Organik auch eine höhere Verweilzeit der Feststoffe bei gleichbleibender hydraulischer Gesamtverweilzeit erreicht wird. So steigt der Abbaugrad mit zunehmender oTR-Konzentration und mit zunehmender Verweilzeit der Feststoffe bei konstanter hydraulischer Verweilzeit (Krischke et al., 2008).

Die Erweiterung der Hochlastfaulung um eine Mikrofiltration mit dem Rotationsscheibenfilter führt zu weiteren erheblichen Verbesserungen. Der Umsatz und die erzielbare Biogasmenge werden zusätzlich erhöht. In Voruntersuchungen im Technikumsmaßstab wurde mit der einstufigen Hochlastfaulung und Mikrofiltration ein Abbaugrad von 49 % erzielt. Mit einstufiger Verfahrensweise ohne Mikrofiltration wurde ein Abbaugrad von 39 % erzielt (Kap. 4.2, Abbildung 4). Weitere Vorteile sind eine verbesserte Entwässerbarkeit des Restschlammes, eine geringere Schlammmenge und somit verringerte Kosten bei der Schlamm Entsorgung. Das partikelfreie Filtrat ist zudem reich an den Nährstoffen Ammonium und Phosphor, die durch Strippung oder Fällung zurück gewonnen und als Dünger genutzt werden können.

Mikrofiltration durch Rotationsscheibenfilter

Die Mikrofiltration erfolgt durch den Rotationsscheibenfilter, einer Entwicklung des Fraunhofer IGB. Bei dem Rotationsscheibenfilter handelt es sich um ein dynamisches Filtersystem, das aus keramischen Mikrofiltrationsmembranen besteht, die stapelartig auf einer Hohlwelle aufgebracht sind. Über die Hohlwelle, in der das Filtrat gesammelt und

abtransportiert wird, erfolgt auch der Antrieb der Rotation des Filtersystems. Durch die Rotation werden Feststoffe nach außen abtransportiert und die Ausbildung eines Filterkuchens verhindert. Die Filtrationswirkung erfolgt durch das transmembrane Druckgefälle. Das Filtrat passiert die Filterscheiben, wird in der Hohlwelle zusammengeführt und von dort abtransportiert.

Abbildung 7 zeigt schematisch den Aufbau eines Rotationsscheibenfilters.

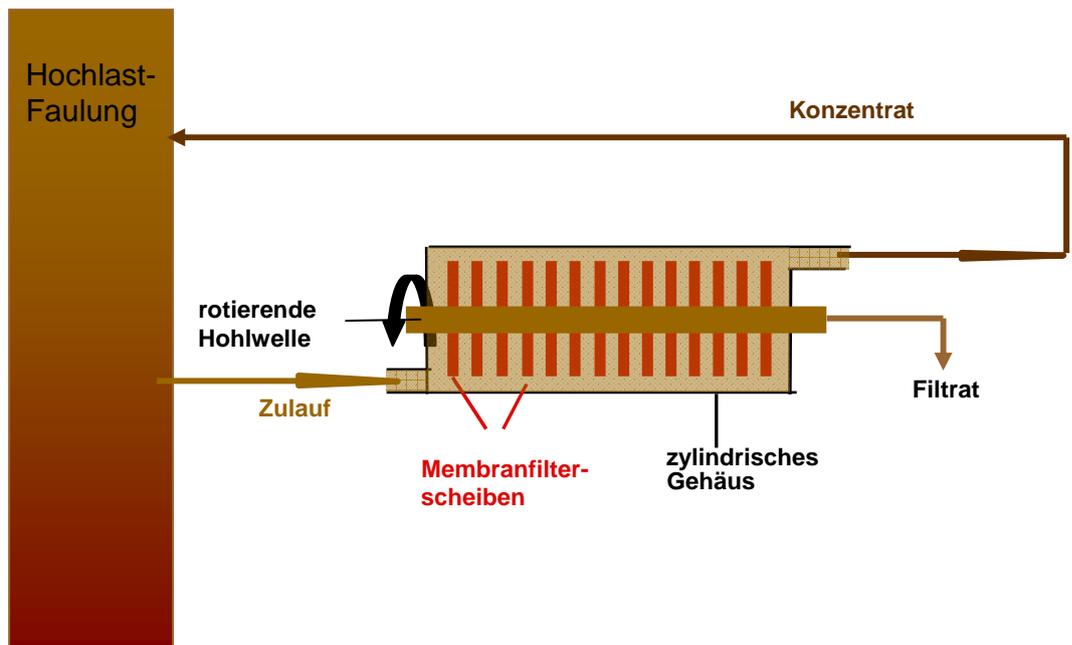


Abbildung 7: Schematische Darstellung des Rotationsscheibenfilters

6 Angaben zum Verlauf des Vorhabens

Das Vorhaben, welches Anfang 2007 begann, umfasste neben dem Bau der Hochlastfaulung mit Mikrofiltration auch die Modernisierung von Rechen, Sand- und Fettfang. Die Modernisierung dieser Anlagenkomponenten dient der besseren Erfassung und Trennung von den der Kläranlage zugeführten Feststoffen, was unter Berücksichtigung der geplanten Schlammfaulung zur Verbesserung der Primärschlammqualität durch einen hohen Anteil an organischen Inhaltsstoffen beitragen soll.

Der Bau der Hochlastfaulung inklusive Mikrofiltration begann Anfang 2007 und war im März 2008 abgeschlossen. Der Bau von Rechen und Sandfang war Ende Juli 2008 abgeschlossen. Bis zu diesem Zeitpunkt wurde die Hochlastfaulung nicht betrieben, da der Hersteller Schwarting Biosystem GmbH, keinen Betrieb ohne Rechen aus Gewährleistungsgründen zuließ. Abbildung 8 zeigt die Hochlastfaulung einschließlich Betriebsgebäude und Biogaspeicher. In Abbildung 9 sind die vier Rotationsscheibenfilter für die Mikrofiltration dargestellt.



Abbildung 8: Hochlastfaulung der GKA Schozachtal: Betriebsgebäude, Hochlastfaulung, Biogasspeicher (von links nach rechts)



Abbildung 9: Vier parallel arbeitende Rotationsscheibenfilter im Betriebsgebäude

Die Hochlastfaulung wurde im März 2008 in Betrieb genommen. Der Überschussschlamm wurde maschinell mit Zugabe von Flockungshilfsmittel eingedickt und in einen Vorlagebehälter geführt, wo er mit dem Primärschlamm vermischt wird. Primärschlamm wurde allerdings zunächst nicht in die Hochlastfaulung gepumpt. Zu diesem Zeitpunkt wurden die alte Rechenanlage und der Sandfang ersetzt und der Neubau war noch nicht

fertig gestellt. Somit wurde die Kläranlage vorübergehend ohne Rechen und Sandfang betrieben.

Ab Mitte Mai erfolgte eine regelmäßige Beschickung zunächst mit 8 m³/d. Die Hochlastfaulung wird 8-mal am Tag mit Schlamm aus dem Vorlagebehälter beschickt. Allerdings ging das Schlammaufkommen ab Ende Mai zurück. Denn die CSB-Belastung im Kläranlagenzulauf war mit einer CSB-Konzentration von weniger als 200 mg/l sehr gering, so dass kein Bakterienwachstum erfolgte und der Abzug von Überschussschlamm nicht erfolgen konnte. So gab es keinen Überschussschlamm, und für die Hochlastfaulung stand vorübergehend kein Schlamm zur Verfügung. Die Mikrofiltration war in diesem Zeitraum nicht in Betrieb.

Aufgrund des unregelmäßigen Schlammaufkommens erfolgte keine Bilanzierung über diesen Zeitraum bis Ende August 2008.

Erst Mitte August 2008, nachdem Rechen und Sandfang fertig gestellt waren und betrieben wurden, konnte mit der Beschickung der Hochlastfaulung mit Überschussschlamm und Primärschlamm begonnen werden. Der Schlamm wurde 8-mal pro Tag zudosiert, zunächst insgesamt 32 m³/d. Von der anfänglichen konstanten Zudosierung von 32 m³/d wurde der Durchsatz ab Mitte September vom Betriebspersonal dahingehend verändert, dass das täglich anfallende Schlammaufkommen in die Hochlastfaulung gepumpt wurde. Der Durchsatz erreichte Spitzenwerte von über 55 m³/d, was einer Verweilzeit von 5 Tagen entsprach. Die Hochlastfaulung reagierte auf den wechselnden Durchsatz mit entsprechend hoher Biogasbildung, eine Versäuerung trat nicht auf. Der Verlauf des Durchsatzes und der Biogasbildung für diesen Zeitraum ist in Abbildung 10 dargestellt.

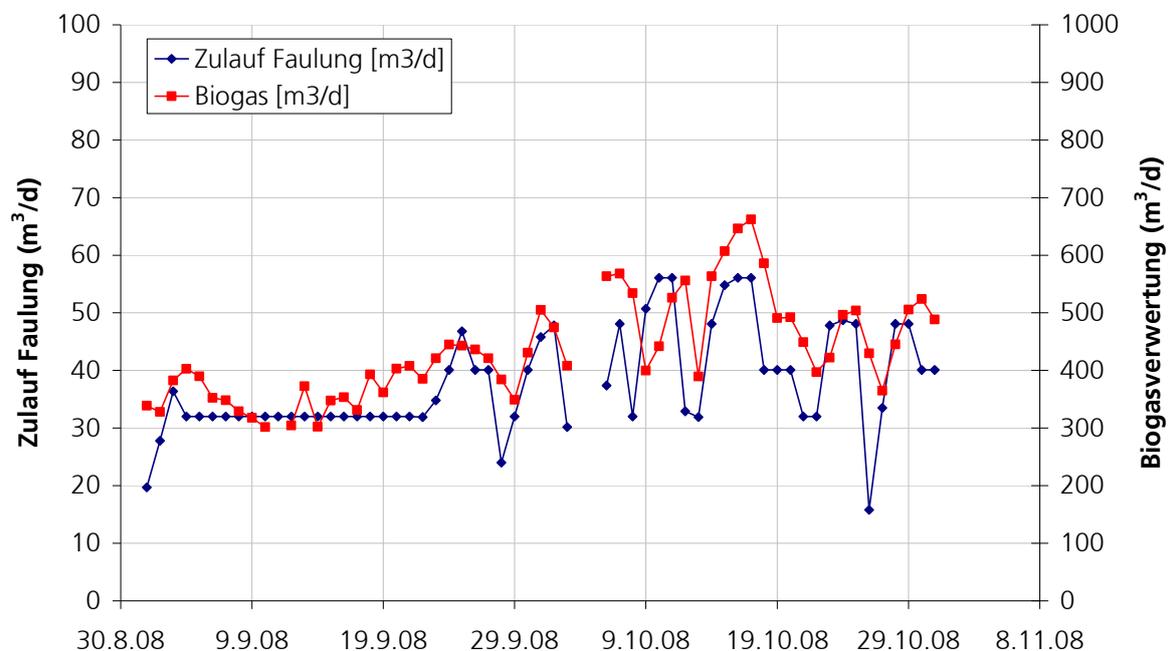


Abbildung 10: Verlauf der täglichen Biogasverwertung sowie des täglichen Durchsatzes für den Zeitraum 1. September bis 31. Oktober 2008.

Ab Ende Oktober bis Dezember 2008 traten in der Hochlastfaulung jedoch Störungen auf, die zunächst als Schaum interpretiert wurden. In der Biogasleitung wurde Schlamm beobachtet, der mit Wasserspülungen entfernt wurde. Da die Hochlastfaulung jedoch bei korrekter Betriebsweise schaumfrei arbeitet, wurde nach einer anderen Ursache für den Schaum in der Schlammleitung gesucht. Es handelte sich um Füllstandsprobleme. Diese wurden durch eine ungünstige Steuerung des Ablaufs verursacht, die durch den täglich wechselnden Durchsatz sichtbar wurden. Nach der Korrektur der Einstellungen für die Steuerung des Ablaufs traten die Füllstandsprobleme nicht wieder auf. Die Hochlastfaulung wurde über den Jahreswechsel vom Betriebspersonal abgestellt. Zu Jahresbeginn 2009 wurde die Hochlastfaulung wieder angefahren und mit steigendem Durchsatz betrieben. Mitte Februar war der Durchsatz von 40 m³/d erreicht. Anfang März wurde er vorübergehend auf 44 m³/d erhöht. Es zeigte sich aber, dass für den Betrieb der Anlage ein täglicher Durchsatz von 40 m³ täglich ausreichend war.

Die Mikrofiltration wurde dann ab März 2009 betrieben, nachdem die Hochlastfaulung mit ausreichend Schlamm und konstantem Durchsatz stabil betrieben wurde.

Mikrofiltration

Die Mikrofiltration wurde im August 2008 für kurze Zeit betrieben, und dann aber abgeschaltet, da der tägliche Schlammwasserabzug aufgrund des anliegenden hydrostatischen Drucks zu hoch war. Die Mikrofiltration wurde dahingehend verbessert, dass der Schlammwasserabzug trotz des hydrostatischen konstanten Drucks geregelt erfolgen konnte.

Die offizielle Inbetriebnahme der Mikrofiltration wurde am 27. November 2008 durchgeführt und ging, nachdem die bei der Inbetriebnahme erkannten Mängel beseitigt waren, noch vor Weihnachten 2008 in Betrieb. Der Primärmangel bestand in der Auswahl der Filtratpumpen, die mit zu kurzen Statoren ausgestattet wurden und deswegen bei Pumpenstillstand keine Sperrfunktion gewährleisten konnten. Über die Weihnachtszeit 2008 wurden der Probetrieb Hochlastfaulung und damit auch die Mikrofiltration vorübergehend abgestellt (Wunsch des Betreibers). Zu Jahresbeginn 2009 wurde die Hochlastfaulung mit steigendem Durchsatz betrieben und der Betrieb erfolgte zunächst ohne Mikrofiltration, bis ein stabiler Betrieb mit einem täglichen Schlammdurchsatz von 40 m³ erreicht war. Die Mikrofiltration wurde schließlich am 8. März 2009 dazu geschaltet. Danach arbeitete die Hochlastfaulung mit Mikrofiltration stabil. Allerdings zeigten sich nach längerem Betrieb weitere Funktionsmängel bei den Filtern, die die Wellenabdichtung der Filter betrifft – es trat entweder Flüssigkeit aus oder der Sperrwasserverbrauch stieg zu stark an, was auf Sperrwasserdurchbruch zurück zu führen ist.

Einzelne Filter wurden dann zur Revision vom Hersteller Bellmer abgeholt. Ersatz stand nicht zur Verfügung.

Ab Mai 2008 sind Rechen- und der Sandfanganlagen in Betrieb gegangen. Sie sichern die Kläranlage allgemein vor Betriebsstörungen, durch das Abscheiden von Stoffen, die sowohl hydraulisch als auch seitens der Qualität „Mineralöl/Sand“ der Faulung und speziell der Hochlastfaulung mit ihren hohen Umsatzraten bei kleinen Rohrdurchmessern (kurze Verweilzeit) schaden könnten.

In Abbildung 11 sind die Betriebszeiten von Hochlastfaulung und Mikrofiltration sowie der zeitliche Verlauf der Schlamm- und Schlammwassermengen ab September 2008 dargestellt. In dem dargestellten Zeitraum wurden Primärschlamm und Überschussschlamm zugeführt.

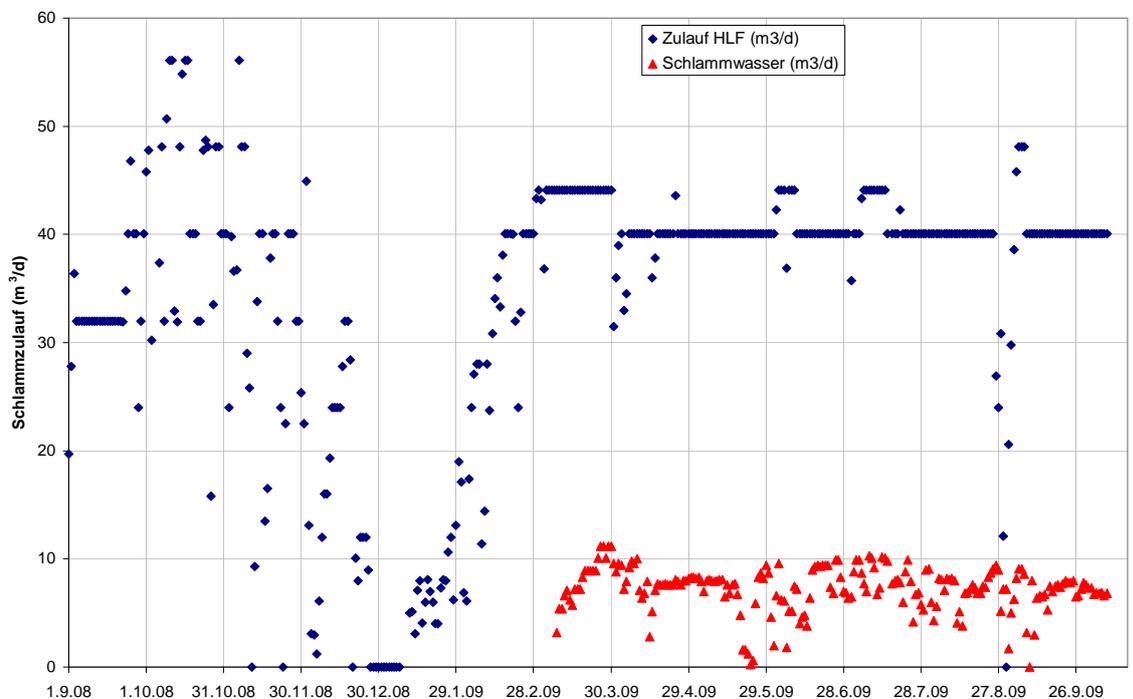


Abbildung 11: Betriebszeiten von Hochlastfaulung und Mikrofiltration und zeitlicher Verlauf der Schlammzulaufmengen sowie des täglichen Schlammwasservolumens von September 2008 bis September 2009.

7 Ergebnisse

7.1 Erfolgskontrolle durch ein Messprogramm

Um die Funktion und den Erfolg des Systems zu bewerten, wurde ein zeitlich begrenztes Mess- und Untersuchungsprogramm gestartet. Im Zeitraum vom März 2009 bis Mai 2009 wurden Proben an charakteristischen Stellen genommen. Die Probennahmepunkte sind in Abbildung 12 dargestellt. Die Proben wurden hinsichtlich ausgewählter Parameter untersucht, die nachfolgend für diesen Zeitraum dargestellt werden. In Abbildung 13 sind zusätzlich die Betriebsparameter Raumbelastung OLR, Schlammumsatz und Schlammwassermenge sowie in den Abbildung 14 und Abbildung 15 der TR- und der oTR-Gehalt des Primär- und Überschussschlamm für diesen Beprobungszeitraum dargestellt. In Kap. 7.2 sind diese Werte für den gesamten Zeitraum von September 2008 bis September 2009 dargestellt.

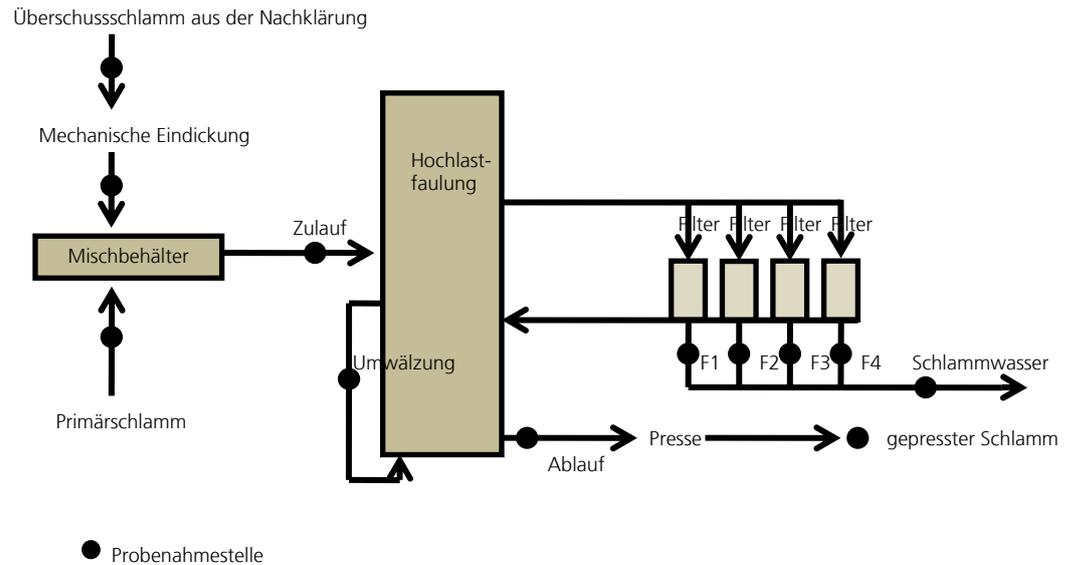


Abbildung 12: Probenahmestellen (schwarze Punkte) an der Hochlastfaulung mit Mikrofiltration der Kläranlage in Ilsfeld.

7.1.1 Zulauf der Schlammfaulung

Die Faulung wurde in dem in diesem Kapitel betrachteten Beprobungszeitraum von Anfang März 2009 bis Ende Mai mit Primär- und Überschussschlamm beschickt. Der Durchsatz lag bis Ende März bei $44 \text{ m}^3/\text{d}$, ab dem 6. April wurde der Zulauf auf $40 \text{ m}^3/\text{d}$ reduziert. Dies entsprach einer Verweilzeit von 6,4 Tagen bzw. 7 Tagen. Die Raumbelastung OLR lag meist zwischen 4 und $5,6 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$. Das Abfallen der OLR Ende Mai war auf einen geringen oTR-Gehalt im Primär- und Überschussschlamm zurückzuführen (Abbildung 14 und Abbildung 15). Der tägliche Abzug von Schlammwasser lag bei etwa 20 %, und die Verweilzeit der Feststoffe damit bei etwa 8,6 Tagen.

In Abbildung 13 ist der zeitliche Verlauf des Durchsatzes, der Raumbelastung sowie der täglichen Schlammwassermenge dargestellt. Abbildung 14 zeigt die TR- sowie die oTR-Konzentration des Primär- und Überschussschlammes von März bis Mai 2009.

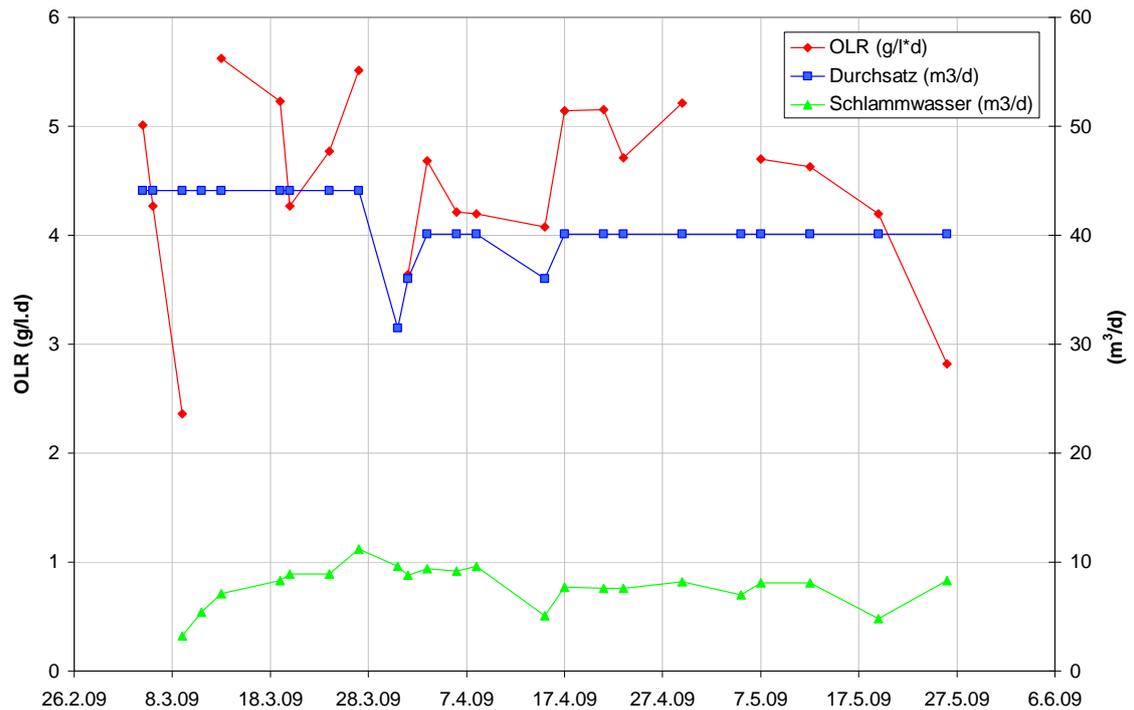


Abbildung 13: Zeitlicher Verlauf des Durchsatzes der Schlammfäulung, der Raumbelastung sowie der täglichen Schlammwassermenge, die durch die Mikrofiltration abgezogen wird.

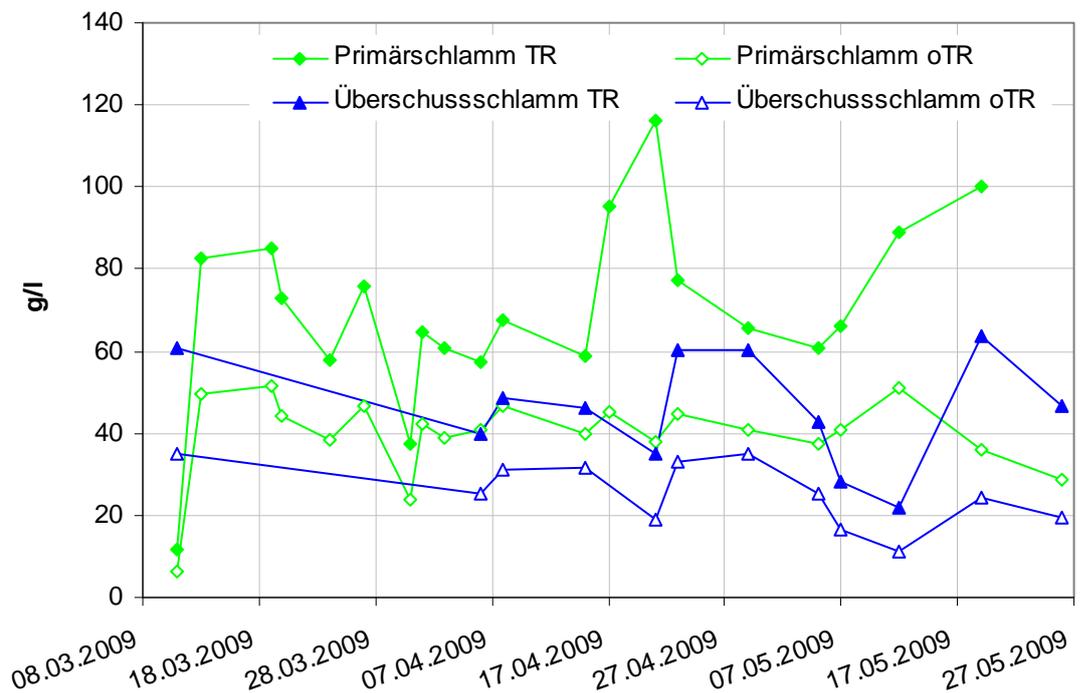


Abbildung 14: Zeitlicher Verlauf der TR- und oTR-Konzentration im Primär und Überschussschlamm von März bis Mai 2009

Der oTR-Gehalt im Primär- und Überschussschlamm für den Probenahmezeitraum ist in Abbildung 15 dargestellt. Der oTR-Gehalt bezogen auf die TR-Konzentration im Überschussschlamm lag meist zwischen 55 – 63 %, der maximale Gehalt lag bei 69 %, der geringste Gehalt bei 38 %. Für nicht stabilisierte Überschussschlämme liegt der Gehalt bei etwa 75 %, für stabilisierte Schlämme beträgt der oTR-Anteil am TR-Gehalt 60 % bzw.

darunter. Der aerob stabilisierte Schlamm der Kläranlage Schozachtal hatte einen oTR-Gehalt von 60 % wie in früheren Untersuchungen festgestellt wurde (Kap. 4.1.2). Das heißt, der Überschussschlamm war während des betrachteten Zeitraums schon vor der Faulung teilweise stabilisiert. Dies könnte durch ein geringeres Schlammalter im Belebtschlammbecken vermieden werden.

Der Primärschlamm zeigt einen ähnlichen zeitlichen Verlauf wie der Überschussschlamm, allerdings ist der oTR-Anteil im Primärschlamm meist geringfügig höher. Der geringe oTR-Gehalt bestätigt im Wesentlichen unsere Vermutung, dass die hohe hydraulische Last sich in geringerer Qualität des Primär- und in geringerer Menge des Sekundärschlammes widerspiegelt.

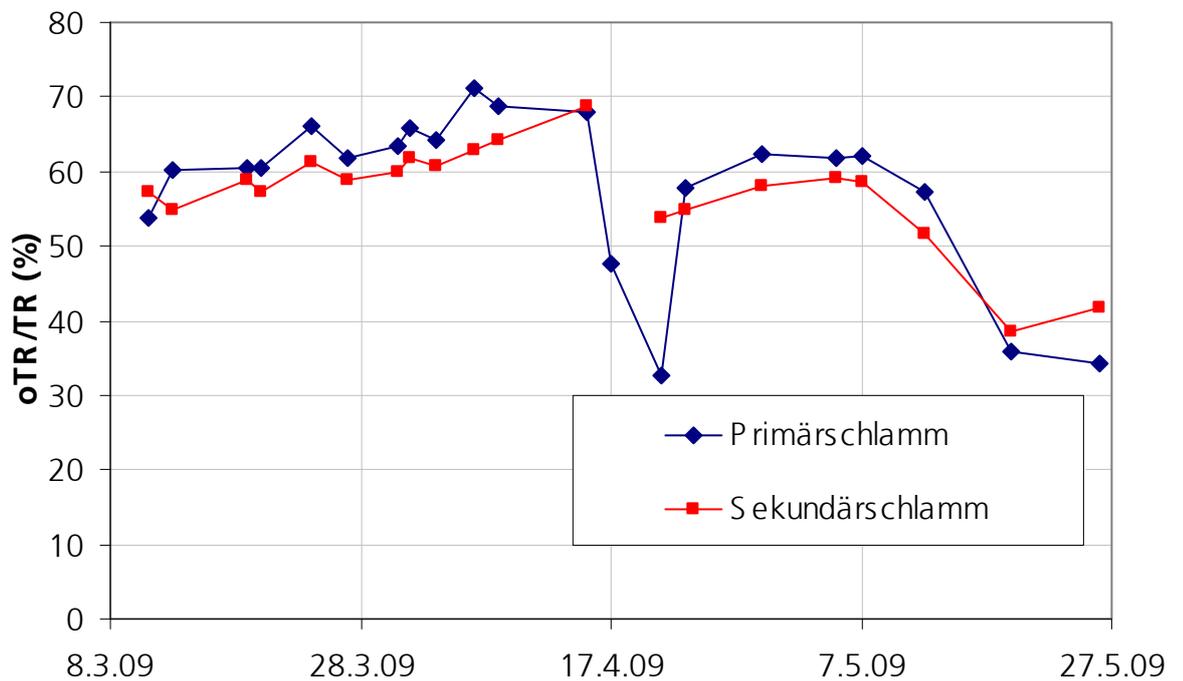


Abbildung 15: oTR-Anteil am TR-Gehalt im Primär- bzw. Überschussschlamm für den betrachteten Zeitraum März bis Mai 2009.

7.1.2 Säuregehalt

Die Zulaufproben enthielten v. a. Essigsäure aber auch in geringeren Konzentrationen Propionsäure. In den Ablaufproben waren die Säurekonzentrationen deutlich reduziert, jedoch noch nachweisbar. Der Verlauf der Säurekonzentration im Zu- und Ablauf der Hochlastfaulung ist in Abbildung 16 dargestellt. Abbildung 17 zeigt die Konzentration an Essigsäure und Propionsäure im Primärschlamm und im Überschussschlamm.

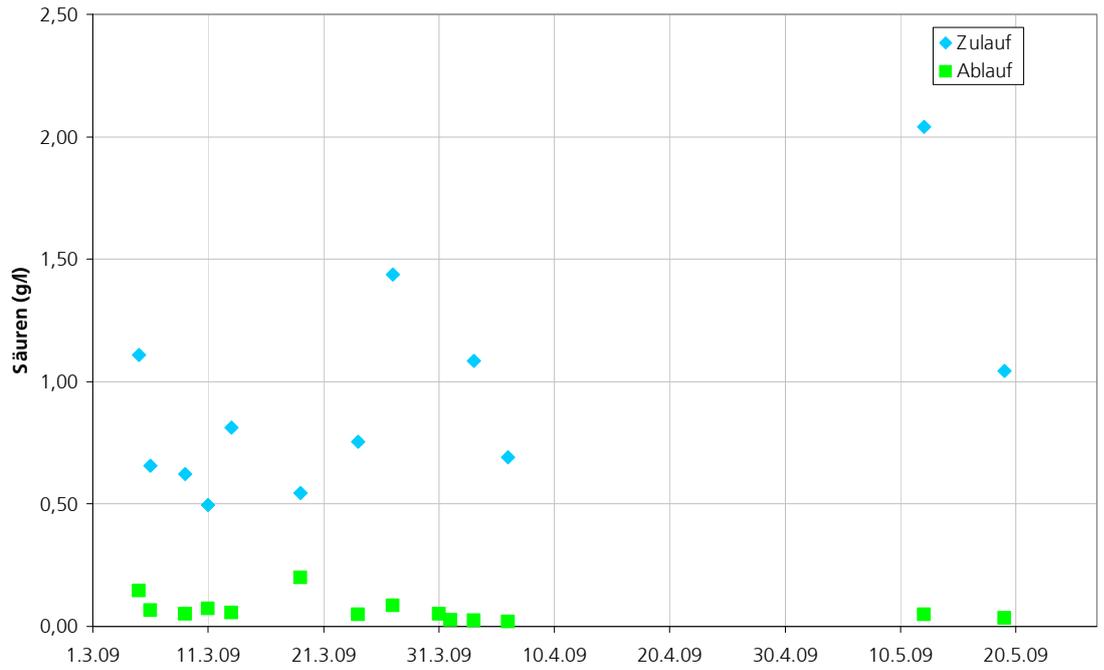


Abbildung 16: Säurekonzentration (Essigsäure und Propionsäure) im Zu- und Ablauf der Hochlastfäulung

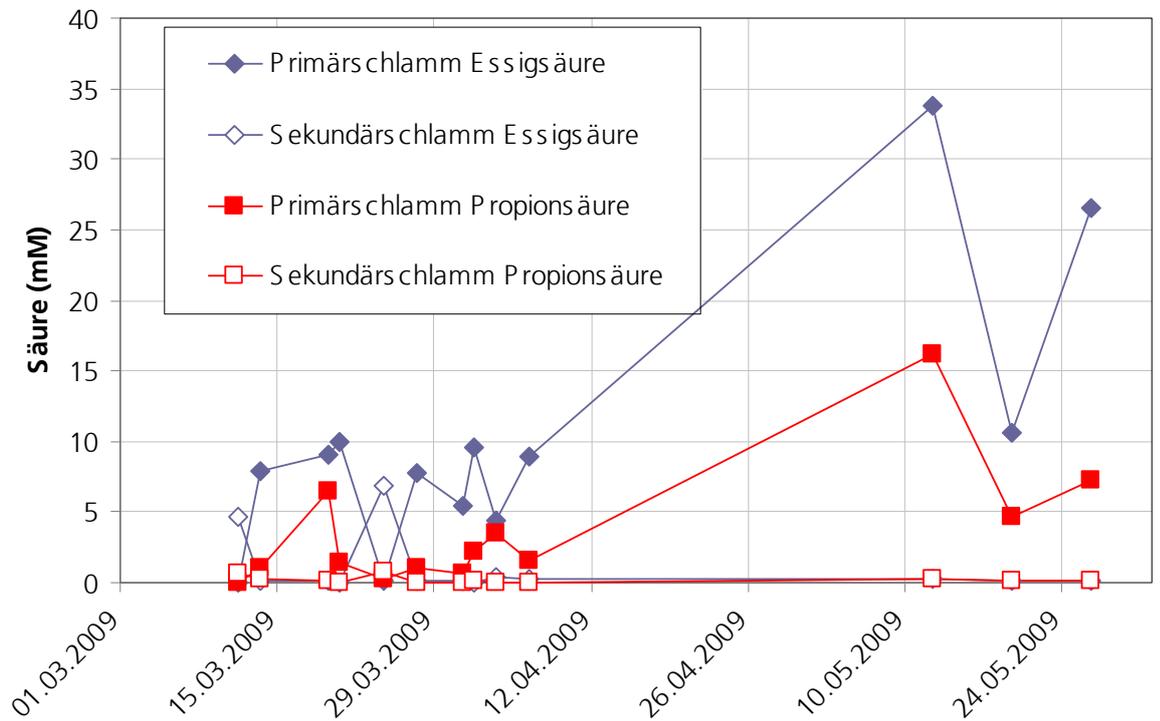


Abbildung 17: Verlauf der Essigsäure- und Propionsäurekonzentration im Primärschlamm und im Überschussschlamm.

7.1.3 Biogasmenge und Biogasausbeute

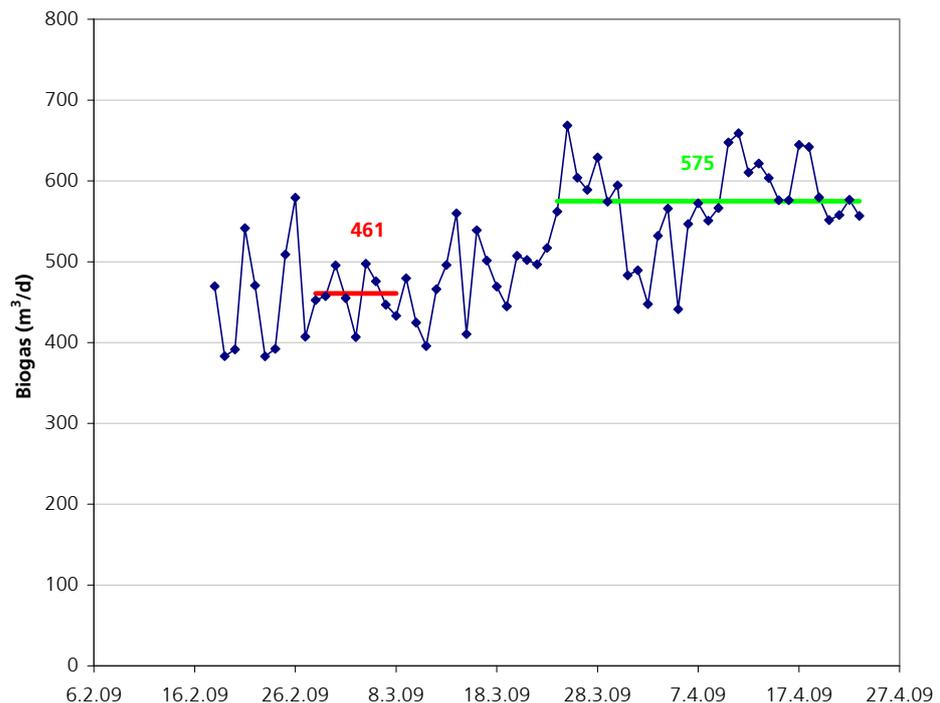


Abbildung 18: Biogasmenge vor und nach Inbetriebnahme der Mikrofiltration am 8. März 2009.

In Abbildung 18 ist die Biogasmenge in m^3/d vor Inbetriebnahme der Filtration am 8. März im Vergleich zur Biogasmenge nach Inbetriebnahme der Mikrofiltration dargestellt. Durch die Filtration wurde eine Steigerung der Biogasmenge von $461 \text{ m}^3/\text{d}$ auf $575 \text{ m}^3/\text{d}$ erreicht, was einer Erhöhung um 25 % entspricht. Die hydraulische Verweilzeit betrug dabei konstant 7 d, die Feststoffverweilzeit lag konstant bei 8,6 d, nachdem sie in den ersten zwei Wochen schrittweise erhöht wurde.

7.1.4 oTR-Abbau

In Abbildung 19 ist der Verlauf der TR- und oTR-Konzentration im Zulauf und Ablauf der Hochlastfaulung dargestellt. Der Verlauf der TR-Konzentration im Zulauf zeigt Schwankungen zwischen 25 g/l und 78 g/l. Die Schwankungen zeigen sich auch im Verlauf der oTR-Konzentration im Zulauf, allerdings nicht so sehr ausgeprägt, da hier die absoluten Werte deutlich niedriger sind und die Schwankungen damit auch geringer sind zwischen 15 und 36 g/l. Die Probenahme als Ursache für die Schwankungen im Verlauf der TR-Konzentration kann ausgeschlossen werden. Die oTR-Konzentration im Ablauf stellte sich auf etwa 25 g/l ein. Die Schwankungen des Zulaufs sind hier nicht mehr zu sehen. Denn durch das Verweilzeitverhalten, den Abbau und die Durchmischung in der Hochlastfaulung treten keine täglichen Schwankungen im Ablauf auf.

Es wurden täglich etwa 8 l Schlammwasser abgezogen bei einem Schlammumsatz im April von 40 m^3 täglich (Abbildung 13). Die Verweilzeit der Feststoffe lag bei etwa 9 Tagen.

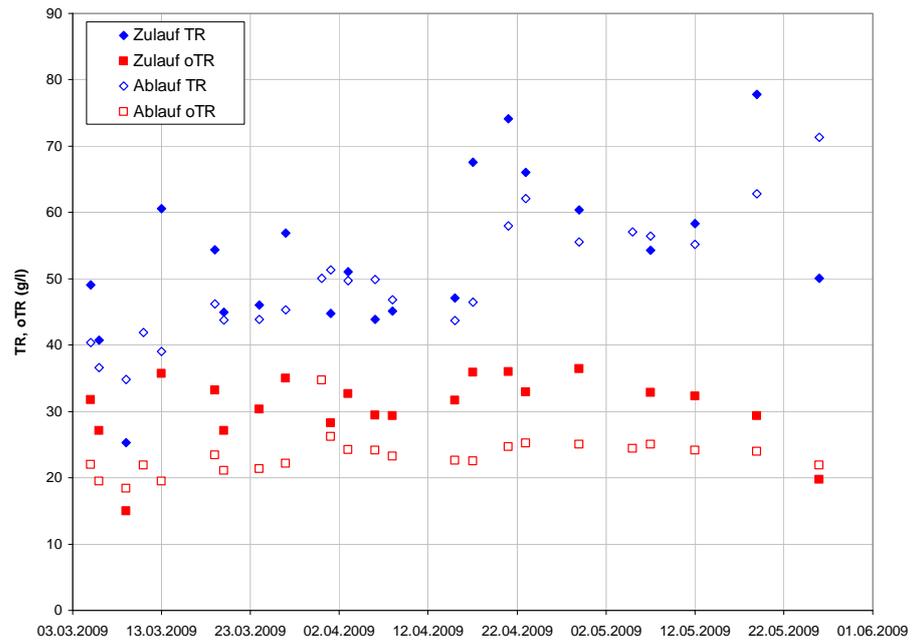


Abbildung 19: Verlauf der TR- und oTR-Konzentration im Zulauf und Ablauf der Hochlastfaulung

In Abbildung 20 ist der zeitliche Verlauf des Abbaugrads dargestellt. Der oTR-Abbaugrad betrug etwa 40 % und ist damit vergleichsweise niedrig. Der errechnete Abbaugrad hängt nicht nur vom Abbauverhalten ab, sondern auch vom oTR-Gehalt des Inputs. Dieser war mit 50 – 68 % vergleichsweise niedrig (Abbildung 21). Deshalb kann auch bei maximalem Abbau der errechnete Abbaugrad sehr gering ausfallen.

Außerdem sind durch die schwankenden Werte der oTR im Zulauf auch schwankende Werte im zeitlichen Verlauf des Abbaugrades verursacht, die sich bei der Berechnung des Abbaugrads mit den täglichen Werten im Zu- und Ablauf ergeben (Abbildung 20). Aus den Schwankungen des oTR-Verlaufs im Zulauf bzw. aus den Schwankungen des zeitlichen Verlaufs des Abbaugrads können keine Rückschlüsse auf die Qualität der Faulung gezogen werden.

Die Qualität der Faulung zeigt sich einerseits in der Konstanz der absoluten oTR-Konzentration in g/l im Ablauf sowie in dem prozentualen oTR-Gehalt bezogen auf die TR-Konzentration.

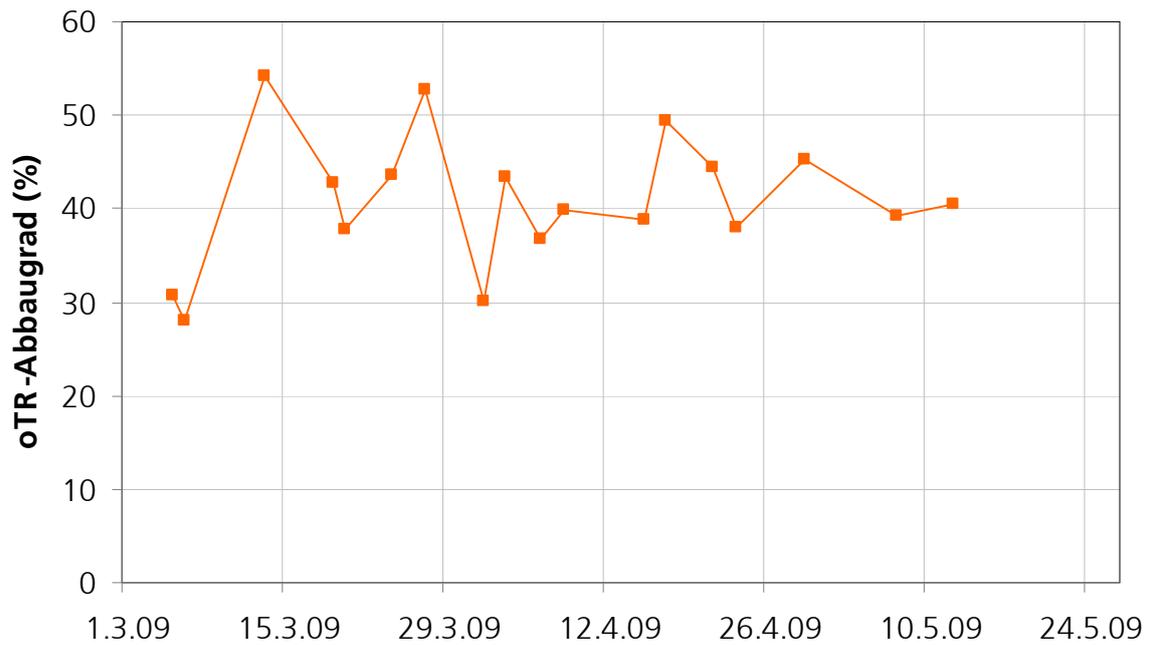


Abbildung 20: oTR-Abbaugrad nach Inbetriebnahme der Mikrofiltration

Ein besseres Maß für das Abbauverhalten als der errechnete oTR-Abbaugrad ist der oTR-Gehalt im Ablauf der Faulung.

Dieser ist in Abbildung 21 für den Zeitraum der Beprobung dargestellt zusammen mit dem oTR-Gehalt im Zulauf der Faulung. Der oTR-Gehalt im Ablauf der Faulung fiel von 50 % zu Beginn auf 44 % ab. Damit ist der Stabilisierungsgrad sehr gut. Stabilisierter Schlamm ist nach Literaturwerten durch einen oTR-Anteil von 50 % oder darunter gekennzeichnet.

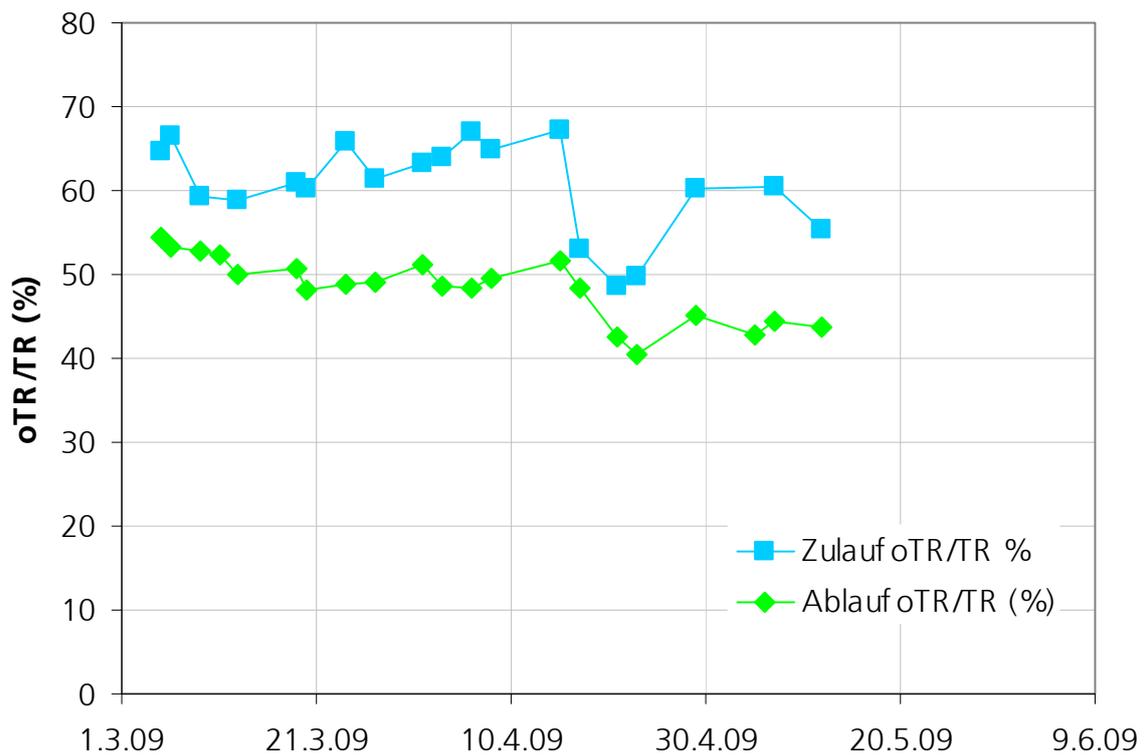


Abbildung 21: oTR-Gehalt an der TR-Konzentration im Zu- und Ablauf der Faulung

7.1.5 Ammoniumgehalt

Der Ammoniumgehalt im Schlamm wird durch die anaerobe Umsetzung bei der Faulung generell erhöht. In Abbildung 22 ist der Verlauf der Ammoniumstickstoffkonzentration im ausgefaulten Schlamm dargestellt. Er erreicht Maximalwerte von bis zu 1200 mg/l. Die Konzentration im Zulauf beträgt 120 mg/l.

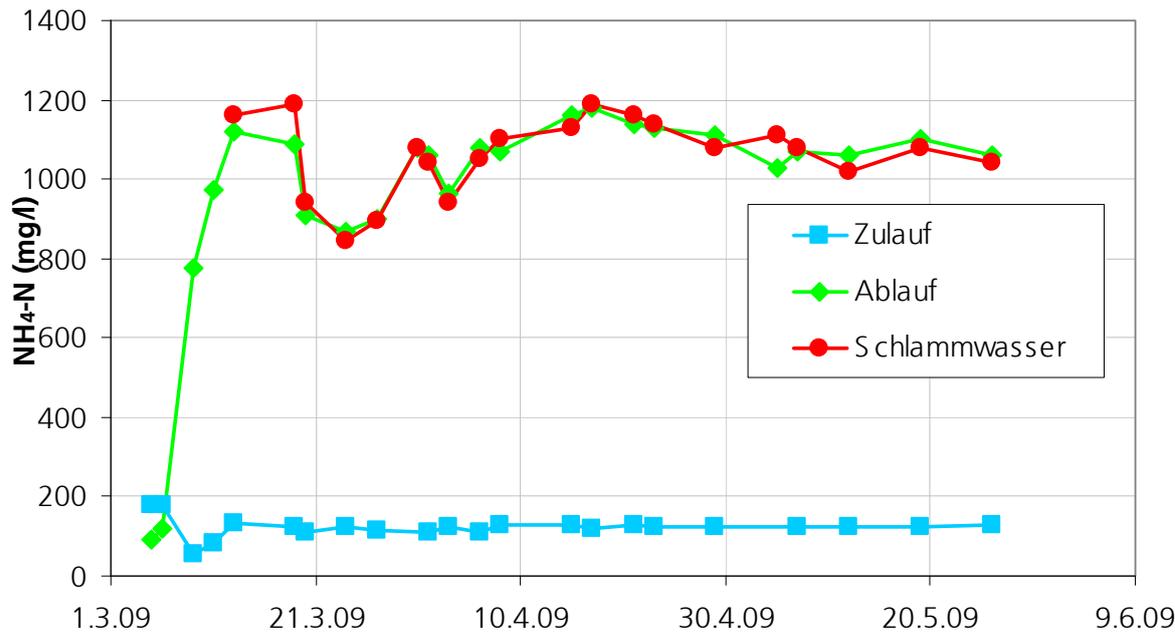


Abbildung 22: Verlauf der Ammoniumstickstoffkonzentration im Zulauf und Ablauf der Schlammfäulung, sowie im Schlammwasser.

7.1.6 Phosphatkonzentration

In Abbildung 23 ist der Verlauf der Phosphatphosphorkonzentration im Zu- und Ablauf der Schlammfäulung sowie im Schlammwasser dargestellt. Der Verlauf der Konzentration verläuft für alle drei Proben parallel und liegt meist bei etwa 60 mg/l, mit Ausnahme des Maximums im März.

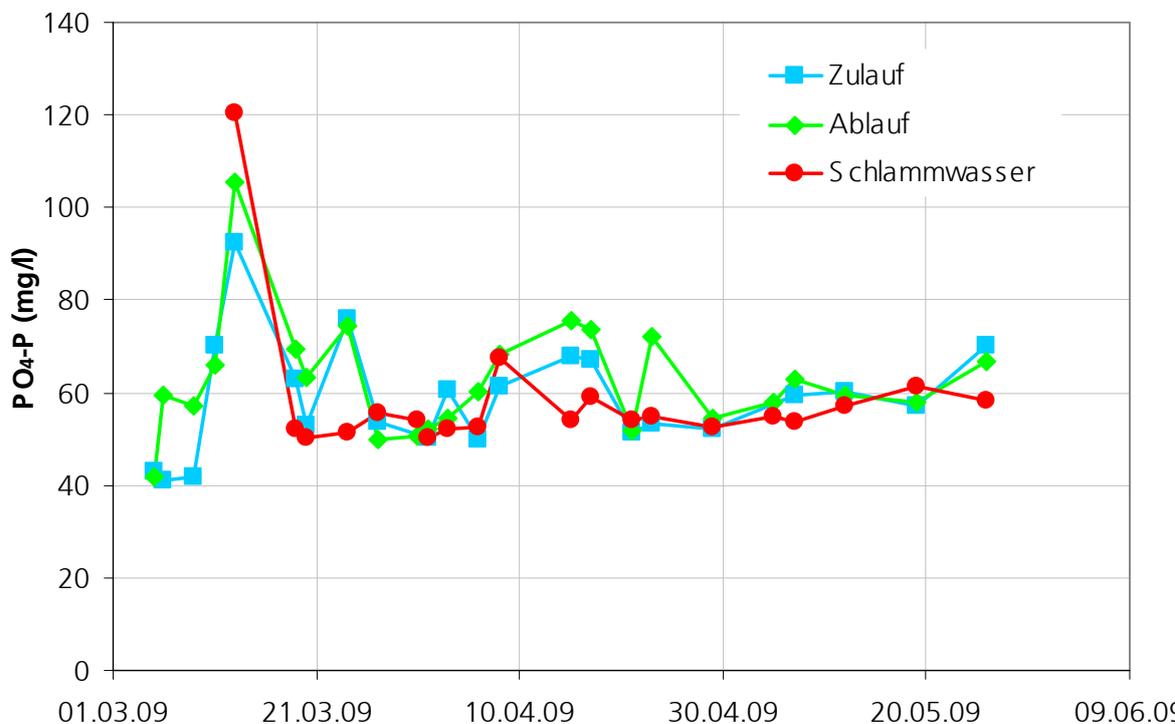


Abbildung 23: Verlauf der Phosphatphosphorkonzentration im Zu- und Ablauf der Hochlastfäulung sowie im Schlammwasser.

7.1.7 Entwässerter Schlamm

In Abbildung 24 ist die TR-Konzentration und die oTR-Konzentration im entwässerten Schlamm dargestellt sowie der oTR-Gehalt an der TR-Konzentration in Prozent. Die absolute TR-Konzentration im ausgefaulten Schlamm stieg im Mai 2009 auf über 350 g/l an bei gleichbleibender absoluter oTR-Konzentration. Der prozentuale Anteil des oTR am TR sank von 54 % zu Beginn der Beprobung auf unter 40 %. Im Zeitraum 2009 konnte im Vergleich zu 2007 die zu entsorgende Schlammmenge um 275 t reduziert werden.

Gut stabilisierter Schlamm erreicht bei der Entwässerung höhere TR-Werte als weniger gut stabilisierter Schlamm, d. h. der Anstieg des TR-Gehalt auf 350 g/l ist ebenfalls ein Indiz für den guten Stabilisierungsgrad der Hochlastfäulung.

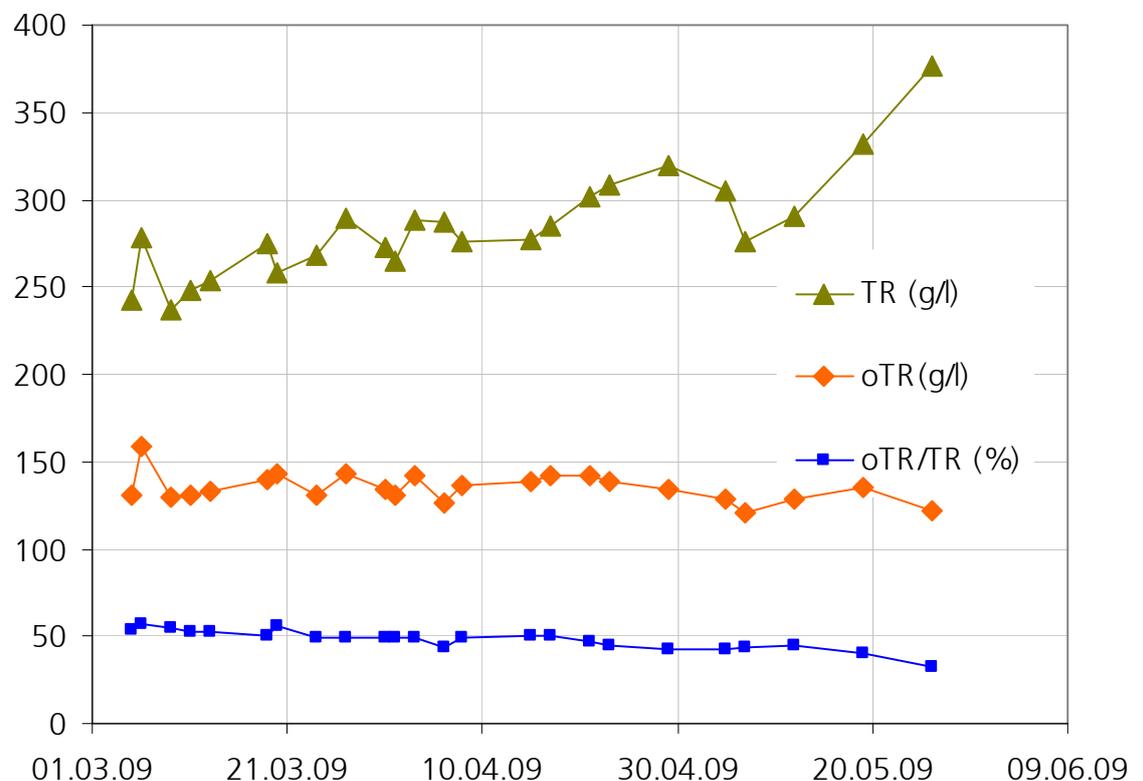


Abbildung 24: Verlauf der TR und oTR-Konzentration im entwässerten Schlamm sowie des prozentualen oTR-Anteils an der TR-Konzentration.

7.2 Ergebnisse des Betriebs der Hochlastfäulung seit März 2009

Nachfolgend ist der Langzeitbetrieb der Hochlastfäulung mit Mikrofiltration dokumentiert.

7.2.1 Durchsatz und Verweilzeit

Die Hochlastfaulung wird seit März 2009 mit einem konstanten Durchsatz von $40 \text{ m}^3/\text{d}$ betrieben. An wenigen Tagen, wenn der Schlammanfall vorübergehend höher ist, werden $44 \text{ m}^3/\text{d}$ in die Hochlastfaulung gepumpt. Mit diesem Durchsatz kann das anfallende Schlammauftreten gut abgearbeitet werden, die hydraulische Verweilzeit beträgt so 7 Tage bzw. an wenigen Tagen 6,4 Tage. Abbildung 25 zeigt den zeitlichen Verlauf der hydraulischen Verweilzeit sowie die Verweilzeit der Feststoffe von September 2008 bis September 2009. In Abbildung 26 ist der zeitliche Verlauf der Raumbelastung OLR dargestellt. Sie liegt meist zwischen 3 und $6 \text{ kg}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$. Die Abbauraten sind bezogen auf die reale Schlammqualität sehr gut, die im Ablauf/Filtrat noch vorhandenen Fettsäurekonzentrationen sind sehr klein und bestätigen die Abbaueffizienz des Verfahrens. Die Gärungsreststoffe haben einen hohen anorganischen Anteil bis zu 56% , was einerseits wieder die hohe Effizienz bestätigt andererseits aber auch gute Entwässerbarkeit signalisiert. Die Entwässerbarkeit korreliert positiv mit dem anorganischen Teil der Trockensubstanz im Gärreststoff.

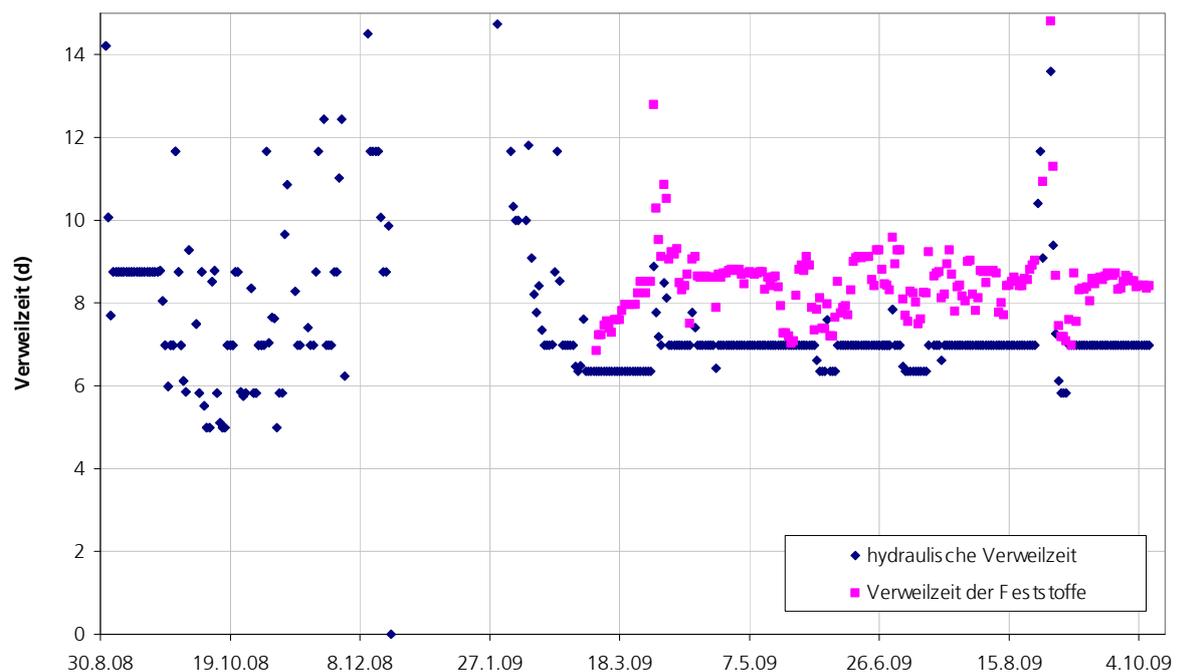


Abbildung 25: Zeitlicher Verlauf der hydraulischen Verweilzeit sowie der Verweilzeit der Feststoffe.

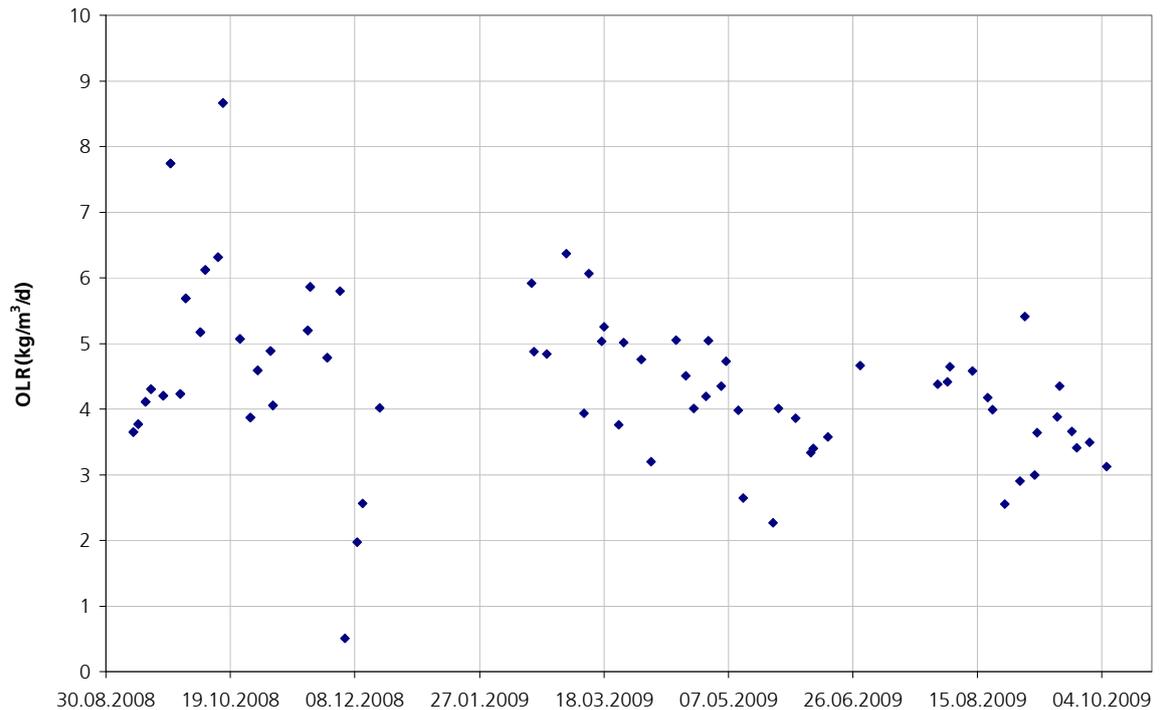


Abbildung 26: Zeitlicher Verlauf der Raumbelastung OLR

7.2.2 Mikrofiltration

Das Schlammwasser wird durch 4 parallele Bellmer Fine Filter (BFF) abgezogen. Der durch die Mikrofiltration erfolgte Schlammwasserabzug ist in Abbildung 27 dargestellt. Er liegt meist zwischen 6 und 10 m³/d und wird an der Anlagensteuerung auf etwa 20 % des Durchsatzes durch die Hochlastfaulung eingestellt. Dadurch erhält man bei einem Feststoffgehalt im Zulauf zur Hochlastfaulung von etwa 5 bis 6 % eine ausreichende Aufkonzentrierung in der Hochlastfaulung. Der Grad der Aufkonzentrierung und der damit einstellbaren TR-Konzentration ist abhängig von der Konsistenz des Klärschlammes. Er richtet sich nach der Viskosität, die für verschiedene Schlämme mit gleicher TR-Konzentration unterschiedlich sein kann sowie nach seiner Filtrierbarkeit, die nicht nur von der absoluten TR-Konzentration abhängt, sondern auch von der Gesamtheit der Inhaltstoffe. Der Grad der Aufkonzentrierung hängt darüber hinaus auch vom Abbauverhalten und dem erreichten oTR-Gehalt im ausgefaulten Schlamm ab.

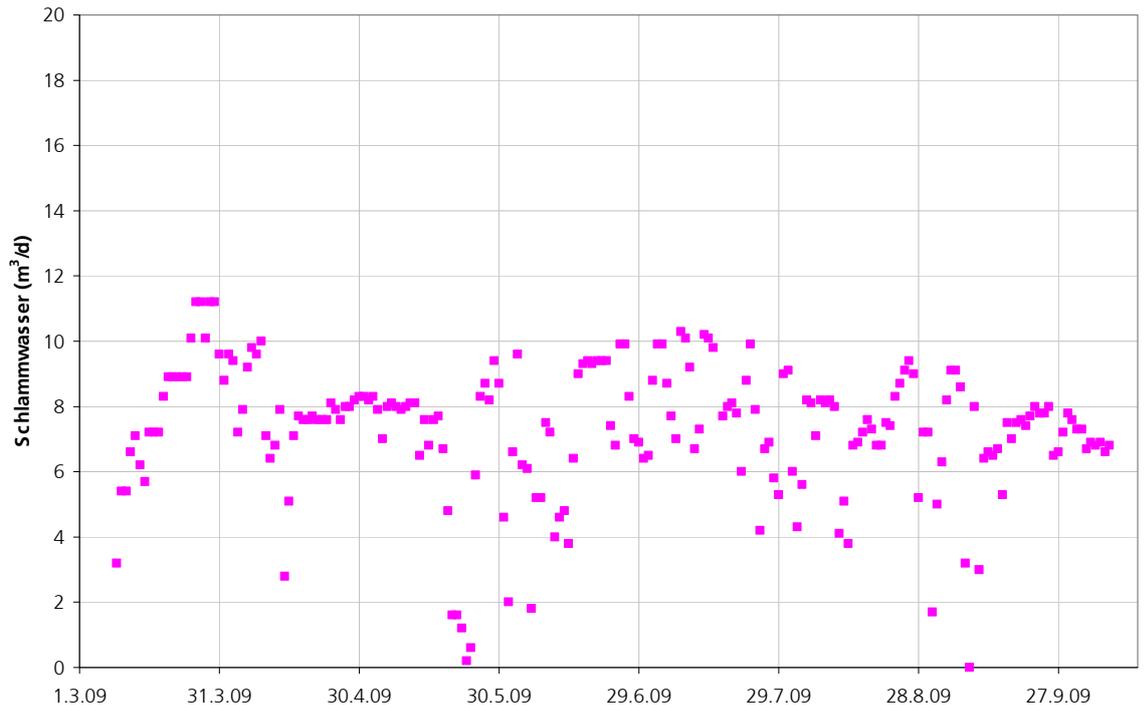


Abbildung 27: Verlauf der Schlammwassermenge, die täglich aus der Hochlastfaulung filtriert wird seit Inbetriebnahme der Mikrofiltration im März 2009.

Der Verlauf des transmembranen Drucks der einzelnen Filter ist in Abbildung 28 dargestellt. Vom 8. März 2009 bis Mitte Juni 2009 wurden alle 4 BFF betrieben, danach erfolgt die Filtration nur noch mit 3 Filtern, weil jeweils ein Filter zum Zweck einer Revision zum Hersteller gebracht wird (s. o.). Bis Mitte Juni 2009 lag der transmembrane Druck der Filter sehr gleichmäßig bei etwa 0,2 bar, danach kann man einen annähernd linearen Anstieg erkennen.

In Abbildung 28 ist gut zu erkennen, dass Filter 3 nach dem Wiedereinbau im September 2009 in die Mikrofiltrationsanlage ähnliche transmembrane Drücke aufweist wie vor der Instandsetzung.

Bleibt der transmembrane Druck längere Zeit über etwa 0,6 bar, dann muss man eine Filterreinigung einplanen und vornehmen. Dies wird erstmalig nach einer Laufzeit von ca. 1 Jahr erfolgen. In Anbetracht dessen, dass über einen Zeitraum von mehreren Monaten nur drei Filter für die zu erbringende Durchsatzmenge in Höhe von etwa 8 m^3 zur Verfügung standen, ist die erzielte Betriebszeit ohne Reinigung durchaus zufriedenstellend. Der spezifische, flächenbezogene Permeatfluss stieg dadurch von $10 - 15 \text{ l/m}^2 \cdot \text{h}$ auf bis zu $19 \text{ l/m}^2 \cdot \text{h}$ (Abbildung 29). Wenn zukünftig alle vier Filter in Betrieb sind, ist mit einer höheren Standzeit zwischen zwei Reinigungszyklen zu rechnen. Denn im Moment wird die für vier Filter vorgesehene Filtratmenge durch drei Filter bewerkstelligt, d. h. jeder einzelne Filter wird mit höherem Permeatfluss betrieben als ursprünglich vorgesehen. Dadurch wurde frühzeitig eine Reinigung notwendig.

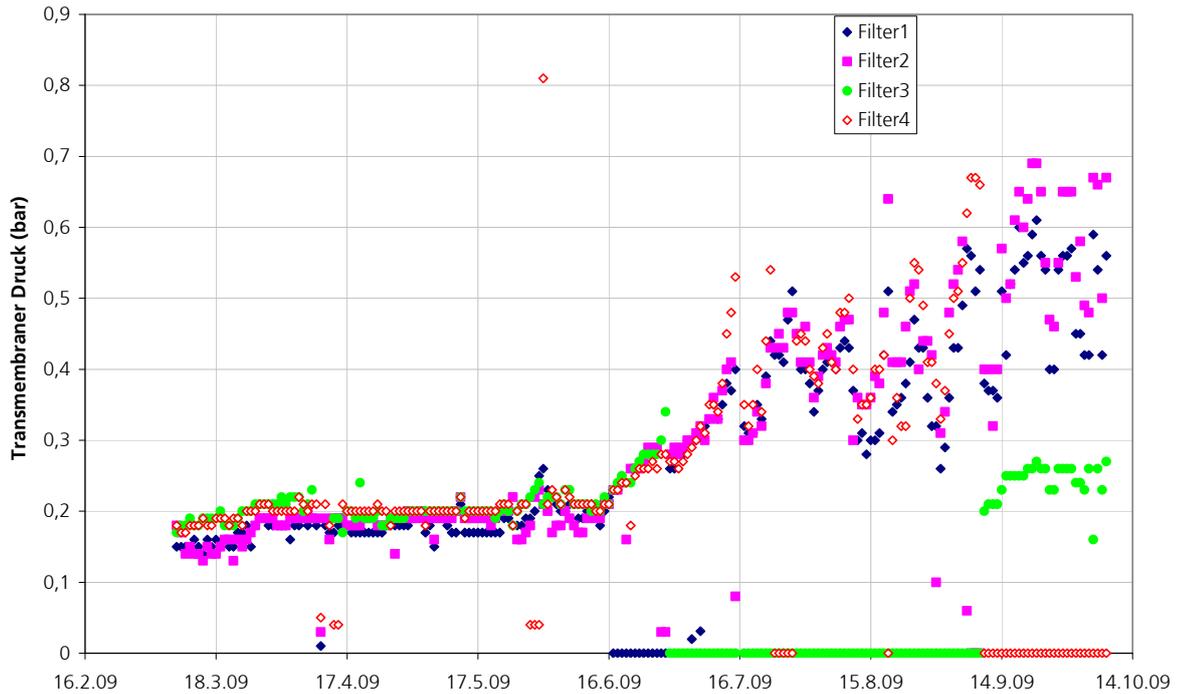


Abbildung 28: Verlauf des transmembranen Drucks an den Filtern 1 bis 4 seit März 2009. Seit Juni 2009 ist jeweils ein Filter außer Betrieb, die Differenz für den ausgebauten Filter wird hier mit 0 angezeigt.

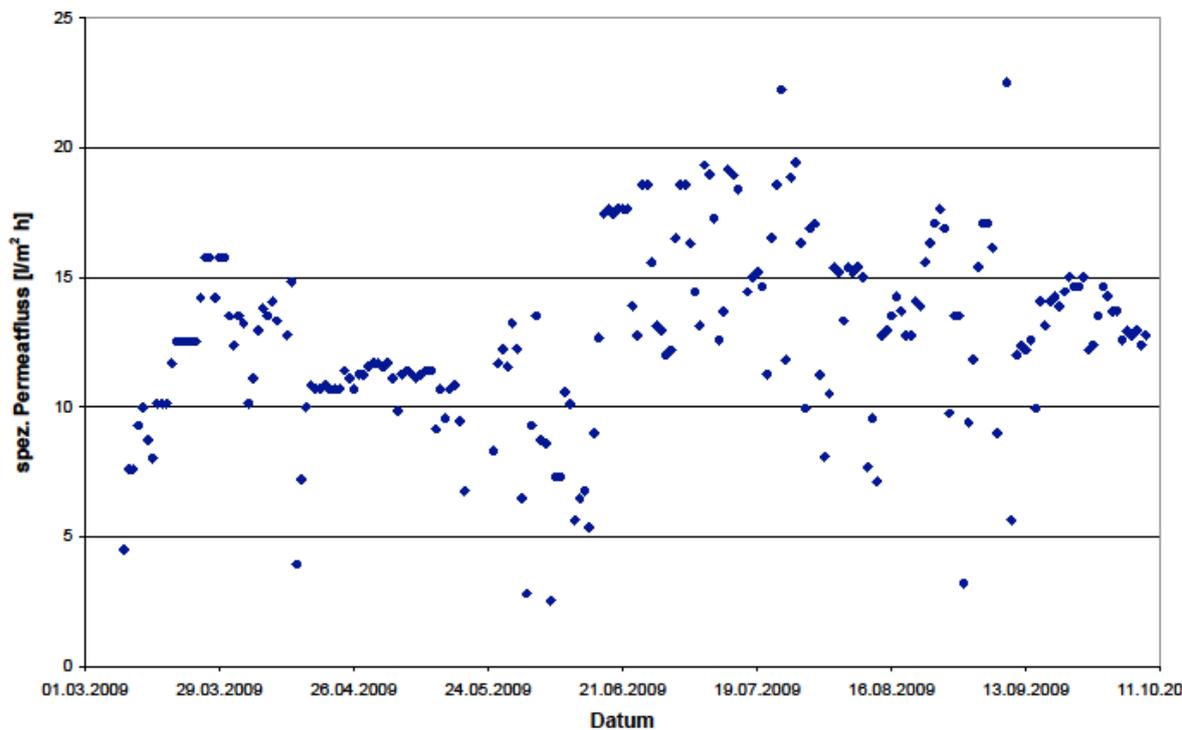


Abbildung 29: Spezifischer mittlerer Permeatfluss der Mikrofiltration

So wird seit Mitte Juni jeweils mit drei Filtern filtriert, was dazu führte, dass jeder Filter mit einem höheren Durchsatz als geplant beaufschlagt wurde. Die Mikrofiltration muss mit weniger Filtratfläche den gleichen Permeatfluss erbringen, wodurch der spezifische Permeatfluss deutlich zunimmt. Dies kann man sehr gut in Abbildung 29 erkennen, in welcher der spezifische,

flächenbezogene Permeatfluss dargestellt ist. Während dieser in der ersten Zeit bei 10 bis 15 l/m² *h lag, steigt er nach Wegfall eines Filters ab Juni 2009 auf bis zu 19 l/m²*h deutlich an.

Bezieht man den spezifischen Permeatfluss auf die zur Verfügung stehende Membranfläche, dann erhält man die Permeabilität. Deren Verlauf ist in Abbildung 30 dargestellt und liefert ähnliche Aussagen. Die Permeabilität lag zu Beginn bei etwa 70 bis 80 l/(m² *h *bar) und ist im Lauf der Zeit zunächst gefallen. Als Mitte Juni 2009 der Permeatfluss auf nur drei Filter verteilt wurde, stieg die Permeabilität sprunghaft an, um dann wieder im weiteren Verlauf zu fallen.

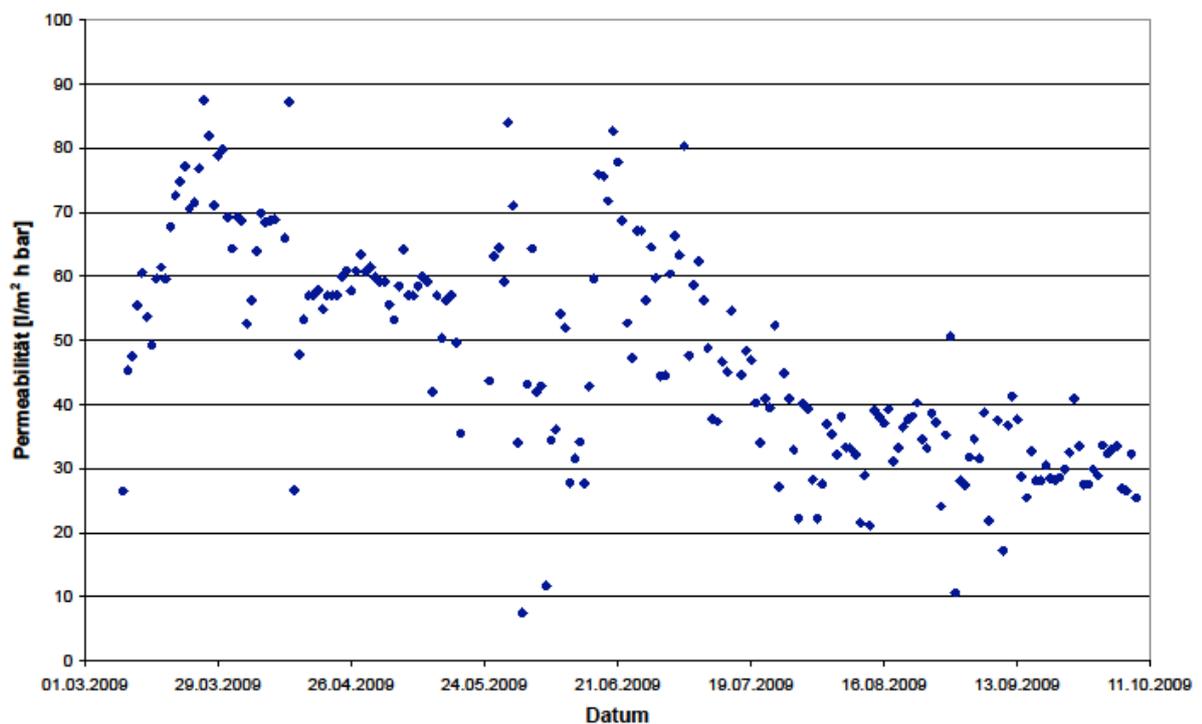


Abbildung 30: Verlauf der Permeabilität der Mikrofiltration

7.2.3 oTR-Abbau

Abbildung 31 zeigt den oTR-Gehalt im Zulauf und Ablauf der Hochlastfaulung. Von September 2008 bis etwa März 2009 lag der oTR-Anteil im Zulauf bei 60 - 70 % der TR-Konzentration. Ab April ging der oTR-Anteil weiter zurück, so dass er ab Mai bei maximal 50 % lag. Möglicherweise war der Schlamm in diesem Zeitraum aerob stabilisiert, so dass dadurch der geringe oTR-Gehalt und damit auch ein Rückgang der Biogasmenge verursacht wurden. Seit August ist wieder ein Anstieg des oTR-Anteils auf etwa 60 % zu beobachten. Mit 60 % ist der oTR-Anteil jedoch immer noch zu niedrig für nicht stabilisierten Schlamm. Klärschlämme aus Primär und Sekundärschlamm weisen üblicherweise oTR-Gehalte von über 70 % auf.

Der Mittelwert des oTR-Gehalts im Zulauf betrug 56 %, der Mittelwert im Ablauf betrug 47 % über den gesamten dargestellten Zeitraum. Der oTR-Gehalt im Zulauf lag zwischen 38 und maximal 70 % (an zwei Tagen darüber), der oTR-Gehalt im Ablauf der Hochlastfaulung lag zwischen 31 und 57 % (an sechs Tagen über 60 %).

Der Anstieg des oTR-Gehalts im Zu- und Ablauf der Hochlastfaulung ab Juli 2009 war durch einen Rückgang der TR-Konzentration in diesem Zeitraum verursacht (Abbildung 32).

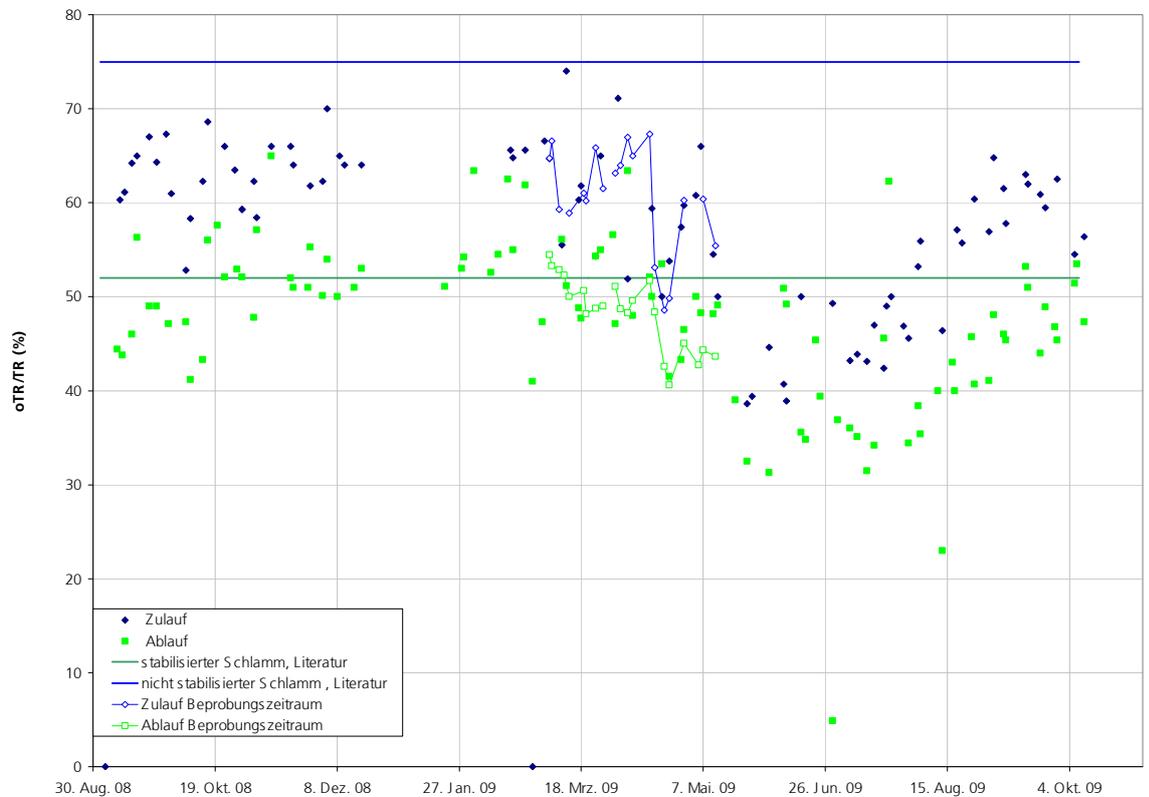


Abbildung 31: oTR-Gehalt im Zu- und Ablauf der Hochlastfaulung im Vergleich zu den Werten aus der Literatur für nicht stabilisierten Schlamm (70 – 75 %) und stabilisierten Schlamm (50 – 55 %). Dargestellt sind auch die Ergebnisse, die im Beprobungszeitraum zusätzlich zur Routinebeprobung durchgeführt wurden.

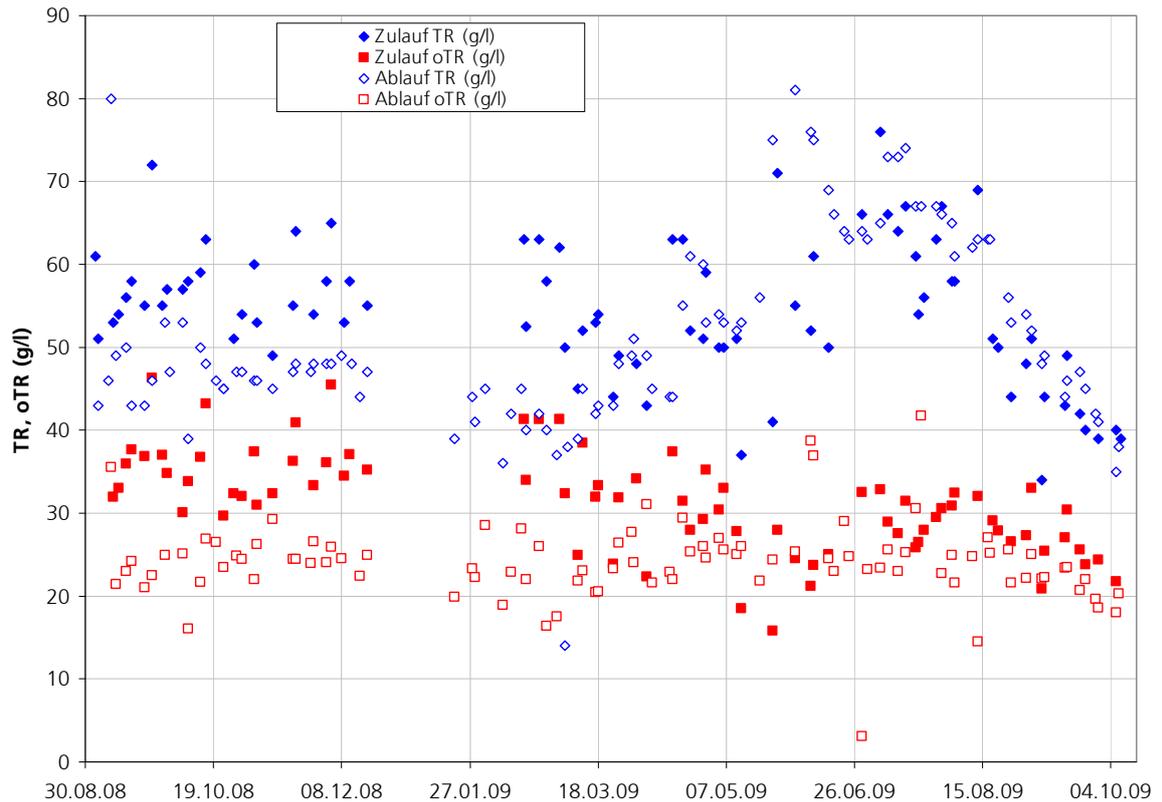


Abbildung 32: Zeitlicher Verlauf der TR- und oTR-Konzentration im Zu- und Ablauf der Hochlastfaulung

Abbildung 32 zeigt den zeitlichen Verlauf der TR- und oTR-Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Hochlastfaulung. Es zeigten sich tägliche Schwankungen in der TR-Konzentration im Zulauf von 37 bis 76 g/l. Von Mai bis Mitte Juli war ein Anstieg der TR-Konzentration von 55 auf etwa 65 g/l, danach fiel die TR-Konzentration stetig ab um 40 % auf etwa 40 g/l bis September 2009. Auch im zeitlichen Verlauf der oTR waren Schwankungen zu verzeichnen, ab Mitte Juli fiel die oTR Konzentration um etwa 30 % von etwa 32 g/l auf 22 g/l.

Die oTR-Konzentration im Ablauf betrug durchschnittlich 24 g/l.

Abbildung 33 zeigt den aus den TR- und oTR-Werten (Abbildung 32) errechneten Abbaugrad. Er betrug durchschnittlich 35 % und maximal 50 . Allerdings spiegeln sich auch hier die Schwankungen im zeitlichen Verlauf der oTR-Konzentration im Zulauf (Abbildung 32) in der Berechnung des oTR-Abbaugrads wieder.

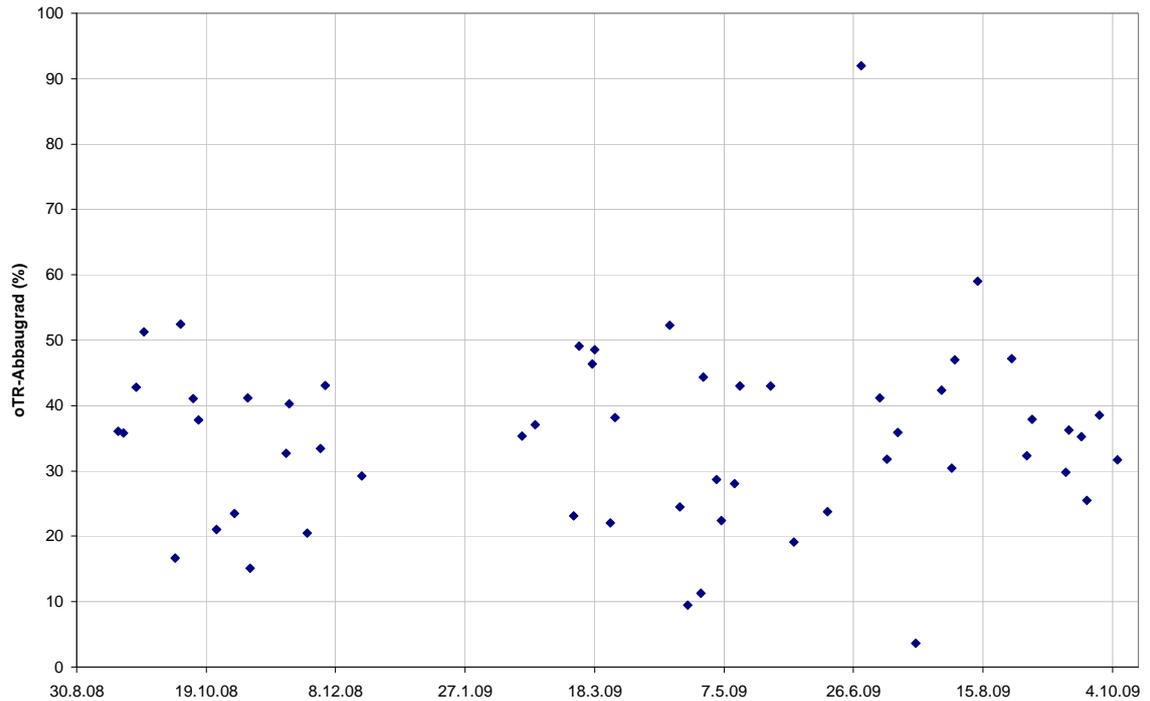


Abbildung 33: Verlauf des oTR-Abbaugrads

7.2.4 Biogas

In Abbildung 34 ist der zeitliche Verlauf der Biogasmenge für den Zeitraum von September 2008 bis September 2009 dargestellt. In der Anfangsphase ist der zeitliche Verlauf der täglichen Biogasmenge dem Verlauf des wechselnden Durchsatzes angepasst. Die Biogasmenge, die in der Zeit von April bis September 2009 bei dem täglichen, konstanten Schlammumsatz von $40 \text{ m}^3/\text{d}$ täglich produziert wurde, lag meist zwischen 400 und $650 \text{ m}^3/\text{d}$. Allerdings ist in dem Verlauf ein allmählicher Rückgang der Biogasmenge zu erkennen. So liegt die Biogasmenge im Juni noch zwischen 500 und $600 \text{ m}^3/\text{d}$, im September 2009 wurden nur noch 400 bis maximal 500 m^3 Biogas täglich gebildet. In diesem Zeitraum war auch ein Rückgang der TR- und der oTR-Konzentration im Zulauf zu verzeichnen, so dass der Rückgang der gebildeten Biogasmenge von Juli bis September auf die geringere oTR-Konzentration im Zulauf zurückzuführen ist.

Der Rückgang der Biogasmenge im Dezember 2008 und der darauffolgende Anstieg im Januar 2009 ist auf den Durchsatz zurückzuführen, wie aus Abbildung 34 zu entnehmen ist.

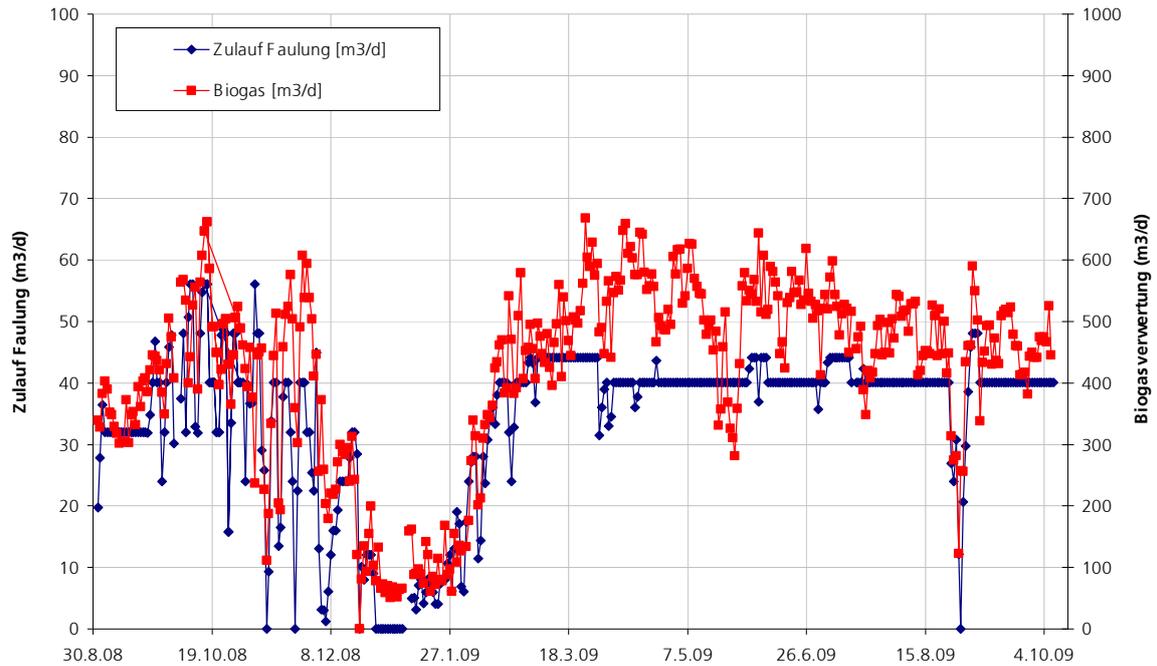


Abbildung 34: Verlauf der täglich verwerteten Biogasmenge und des Durchsatzes seit September 2008

Abbildung 35 zeigt die tägliche Biogasmenge als Funktion des Durchsatzes seit September 2008 mit dem konstanten Durchsatz von 40 m³/d täglich zwischen 280 und 659 m³ Biogas. Das heißt, dass die Biogasmenge bei gleichbleibendem Durchsatz sehr stark streut. Dies liegt u. a. auch am schwankenden oTR-Gehalt des Zulaufs, der hier nicht berücksichtigt ist. Die große Streuung wird jedoch auch dadurch bedingt, dass nicht die täglich gebildete Biogasmenge aufgezeichnet wird, sondern die täglich aus dem Biogasspeicher verwertete Biogasmenge.

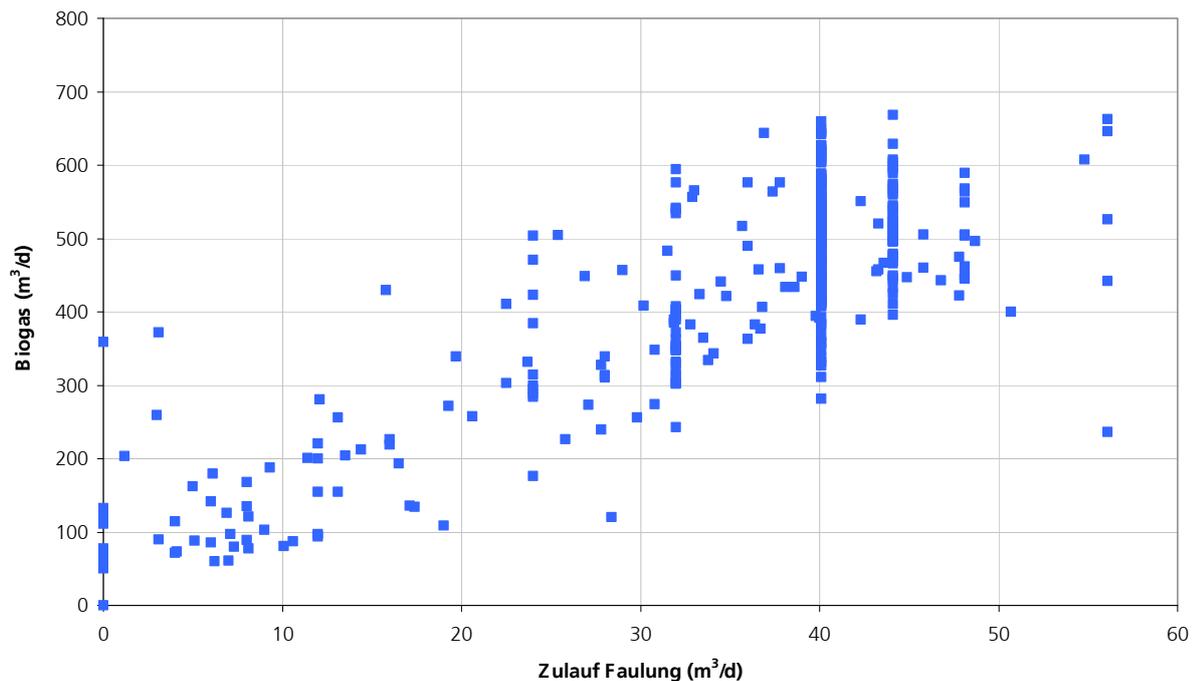


Abbildung 35: Biogasmenge als Funktion des Zulaufs.

Abbildung 36 zeigt die tägliche Biogasmenge als Funktion der oTR-Konzentration im Zulauf für den konstanten Durchsatz von 40 m³/d. Die oTR-Konzentration lag zwischen 15,8 und 37,4 g/l, das Biogas zwischen 281 und 618 m³/d. Die Korrelation zeigt einen Anstieg der Biogasmenge mit höherer oTR-Konzentration im Zulauf.

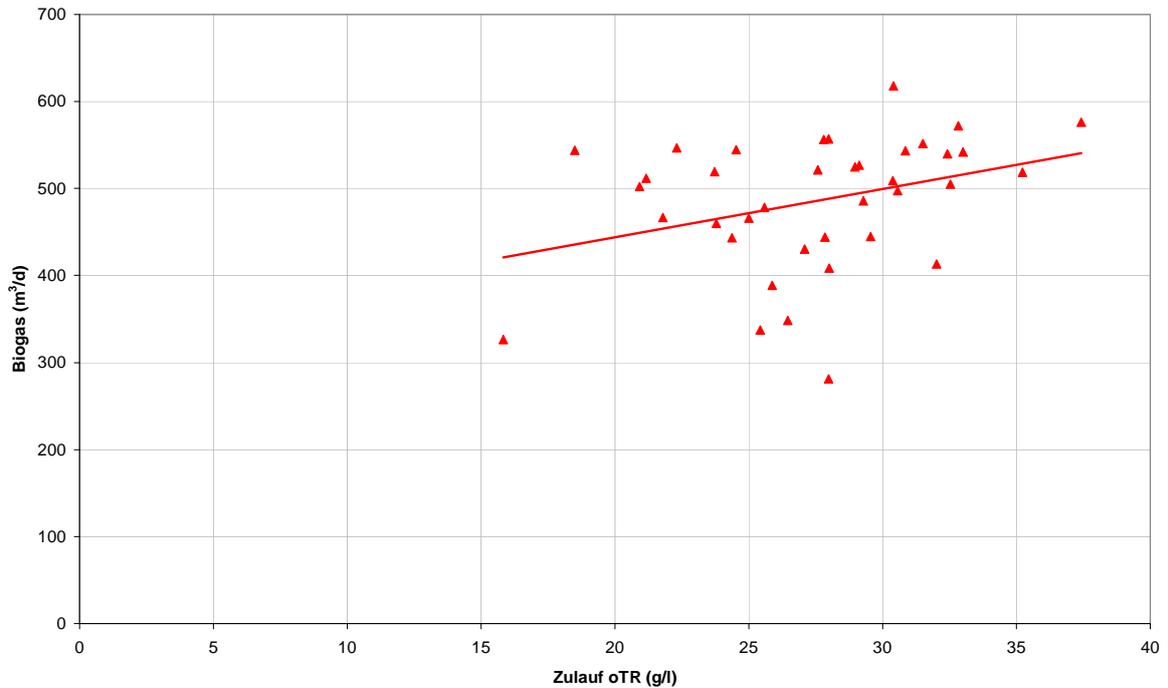


Abbildung 36: Biogasmenge als Funktion der oTR im Zulauf der Hochlastfaulung bei einem konstanten Zulauf von 40 m³/d.

7.2.5 Raumbelastung OLR und Biogas

Der zeitliche Verlauf der Raumbelastung ist in Abbildung 26 dargestellt. Abbildung 37 zeigt die tägliche Biogasmenge als Funktion der Raumbelastung ab März 2009. Die Raumbelastung lag meist zwischen 3 und 5 kg/m³*d, maximal bei 6 kg/m³*d. Es zeigte sich, dass die Biogasmenge erwartungsgemäß mit höherer Raumbelastung ansteigt.

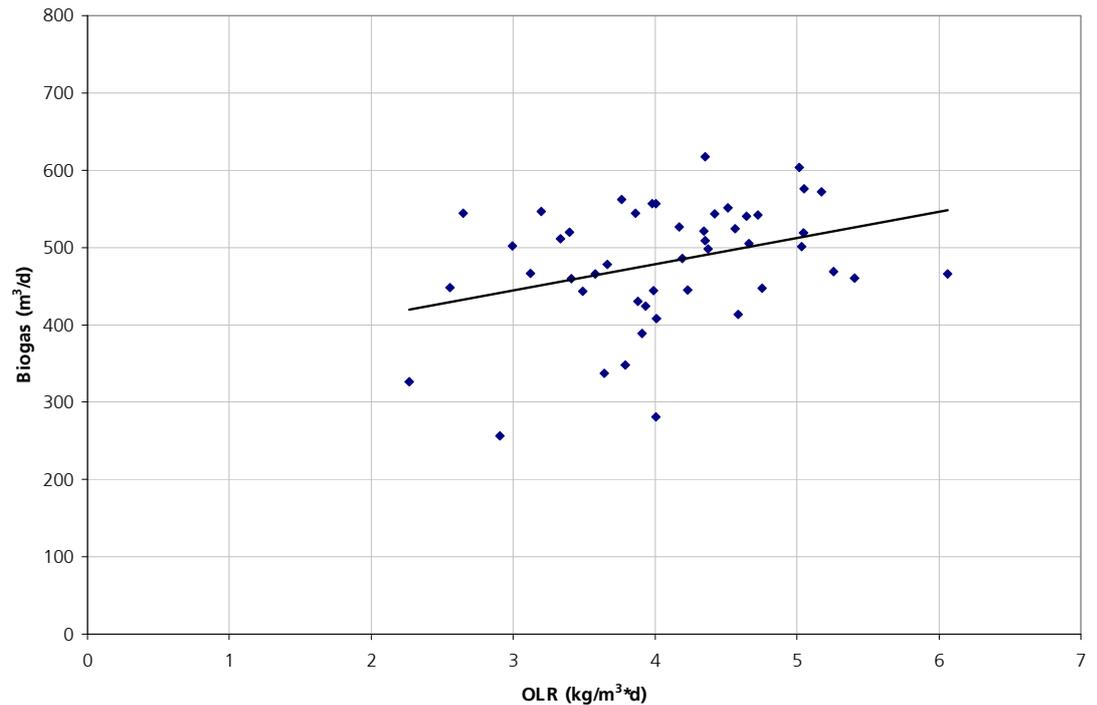


Abbildung 37: Biogasmenge als Funktion der Raumbelastung seit März 2009.

7.3 Stickstoffentfernung durch MAP-Fällung aus dem Schlammwasser

Das partikelfreie Schlammwasser, das durch die Mikrofiltration aus der Hochlastfaulung abgezogen wird, zeichnet sich aufgrund des hohen Stabilisierungsgrads durch erhöhte Ammoniumkonzentrationen aus, die bis zu 1,2 g/l erreichten. Das Schlammwasser wird normalerweise in die Abwasserreinigung zurückgeführt, um das enthaltene Ammonium zunächst zu Nitrat und anschließend zu molekularem Stickstoff umzusetzen. Das Schlammwasser aus der Entwässerung trägt zu großen Anteilen zur Stickstofffracht einer Kläranlage bei.

Um festzustellen, ob Stickstoff und Phosphor durch Struvit (MAP)-Produktion aus Schlammwasser zurück gewonnen werden können, wurde das Schlammwasser hinsichtlich der MAP-Fällung untersucht.

Das Schlammwasser aus der Kläranlage Ilsfeld wurde zunächst hinsichtlich wesentlicher Parameter analysiert. Die Ergebnisse sind für die untersuchten Parameter in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1. Schlammwasser-Inhaltsstoffe

Parameter	Einheit	Schlammwasser Ilsfeld	Einheit	Schlammwasser Ilsfeld
pH	-	7.14	-	7.14
COD	(mg/l)	170.4	(mg/l)	170.40
N _{Gesamt}	(mg/l)	657.5	(mmol/l)	46.96
NH ₄ ⁺ -N	(mg/l)	630	(mmol/l)	45.00
PO ₄ ³⁻ -P	(mg/l)	14.74	(mmol/l)	0.48
Ca ²⁺	(mg/l)	152	(mmol/l)	3.80
Mg ²⁺	(mg/l)	46	(mmol/l)	1.89

MAP hat ein äquimolares N/P-Verhältnis [mol/mol] von 1:1. Das Verhältnis im Schlammwasser der GKA Schozachtal in Ilsfeld lag bei 98. (siehe Tab. 1) Um ein theoretisches N/P-Verhältnis von 1:1 zu erreichen, wurden zu 5 l Schlammwasser 38,6 g K₂HPO₄ hinzugegeben. Hiermit sollte untersucht werden, ob sowohl Phosphoranteile als auch Ammonium durch einen einzigen Verfahrensschritt zurückgewonnen werden können. Es ist jedoch jederzeit möglich MAP-Fällung mit Ammoniakstrippung zu kombinieren, was bei noch höherer Ammoniumkonzentration sicherlich wirtschaftlicher ist als die K₂HPO₄ Zugabe. Es wurde jedoch kein äquimolares Verhältnis von N zu P erreicht, da gleichzeitig mit der Phosphatzugabe die Ca²⁺-Konzentration von 150 mg/l auf 10 mg/l absank. Es kann davon ausgegangen werden, dass etwa 13 % des Phosphats in Form verschiedener Ca-Phosphate ausgefallen ist. Bei Versuchsbeginn nach Zugabe von K₂HPO₄ lag das N/P-Verhältnis bei 1,2:1 mol/mol.

Der MAP-Reaktor wurde im Batch-Betrieb gefahren. In Abbildung 38 sind der zeitliche Verlauf der Phosphat-P-Konzentration, der Ammonium-Stickstoff-Konzentration sowie des pH-Werts dargestellt. Nach zwei Stunden waren gleich viele mol P und N aus der Lösung eliminiert, was auf MAP-Bildung hindeutet. Danach geht mehr N aus der Lösung verloren als P. Da der pH-Wert nach zwei Stunden auf über 9 anstieg, entwich Stickstoff in Form von gasförmigem Ammoniak (NH₃) aus der Lösung. Wird, wie in Kläranlagen üblich, im kontinuierlichen Betrieb gearbeitet, wird der pH-Wert konstant bleiben. Aus unseren bisherigen Erfahrungen mit dem kontinuierlichen Reaktor ist ersichtlich, dass sich ein pH-Wert von etwa 8,9 einstellt. Über ein Kontrollsystem könnte der pH-Wert unter 8 gehalten werden.

Die Analyse der gefällten Kristalle ergab ein Mg:NH₄:PO₄-Verhältniss von 1,7:1,0:1,4. Diese Verhältnisse weisen auf MAP hin.

Phosphat wurde vollständig aus der Lösung entfernt. Die NH₄-N-Konzentration wurde von 630 mg/l um 71 % auf 180 mg/l reduziert. Bei diesem Prozess wurden 38 mmol/l (9.3 g/l) MAP gewonnen, das als hochwertiger Dünger verkauft werden kann (es wurden 7,36 g K₂HPO₄/l Schlammwasser zugegeben).

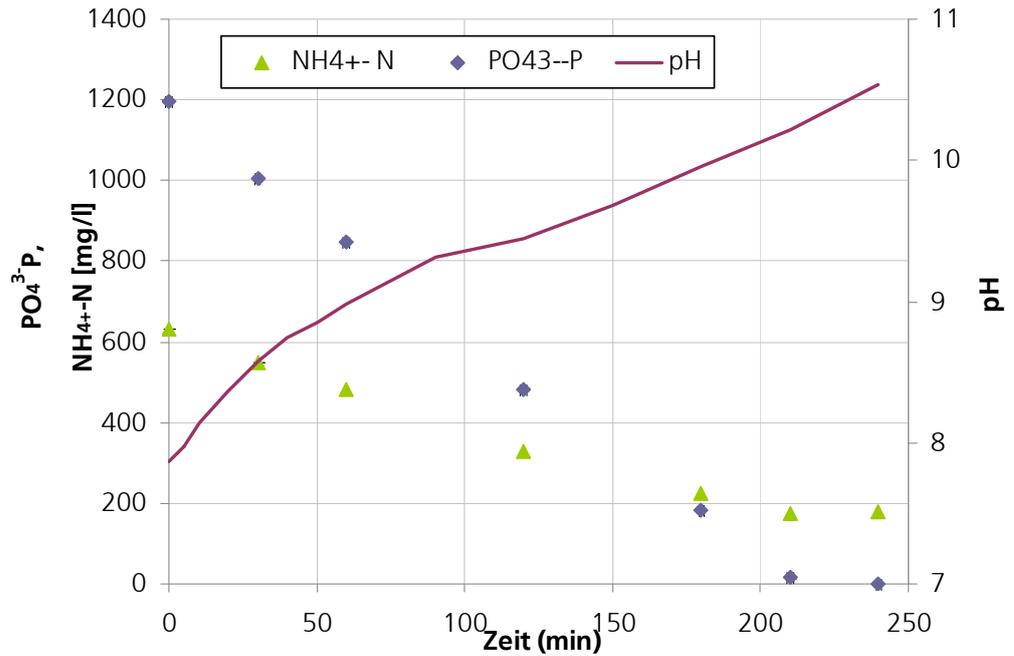


Abbildung 38: Verlauf der Konzentrationen von Phosphat-P und Ammonium-N sowie des pH-Werts während des Experiments zur MAP Fällung aus Schlammwasser

7.4 Entwässerter Schlamm

Hohe TR-Konzentrationen und geringe oTR-Gehalte im entwässerten Schlamm sind durch eine erfolgreiche Schlammstabilisierung zu erreichen.

Abbildung 39 zeigt den Verlauf der TR-Konzentration in (g/l) und des oTR-Gehalts (%) im entwässerten Schlamm.

Der oTR-Gehalt lag meist unter 55 %, dies deutet auf einen guten Stabilisierungsgrad hin. Ab März ging der oTR-Gehalt zurück und erreichte im Juli ein Minimum von 25 – 30 %. Gleichzeitig stieg die absolute TR-Konzentration auf über 35 g/l an. Dies war durch einen geringen oTR-Gehalt im ausgefaulten Schlamm verursacht. Dieser zeigte ab März einen fallenden Verlauf und erreichte im Juli nur noch 35 % (Abbildung 31). D. h. dass der Abbau in diesem Zeitraum sehr gut war und die Entwässerbarkeit des Schlamms dadurch verbessert wurde. Es wird dadurch mehr Schlammwasser entfernt, der absolute TR-Gehalt im entwässerten Schlamm steigt, und mit dem Wasser wird Organik entfernt, wodurch dann der oTR-Gehalt zurückgeht.

Allerdings war dann ab Juli eine gegenläufige Tendenz beider Verläufe zu erkennen. Die TR-Konzentration verlief fallend und war im September dann bei < 300 g/l, der oTR-Gehalt verlief steigend und lag im September bei etwa 40 %. Dies erfolgte zeitgleich mit einem Anstieg des oTR-Gehalts im ausgefaulten Schlamm von 35 % auf etwa 50 %.

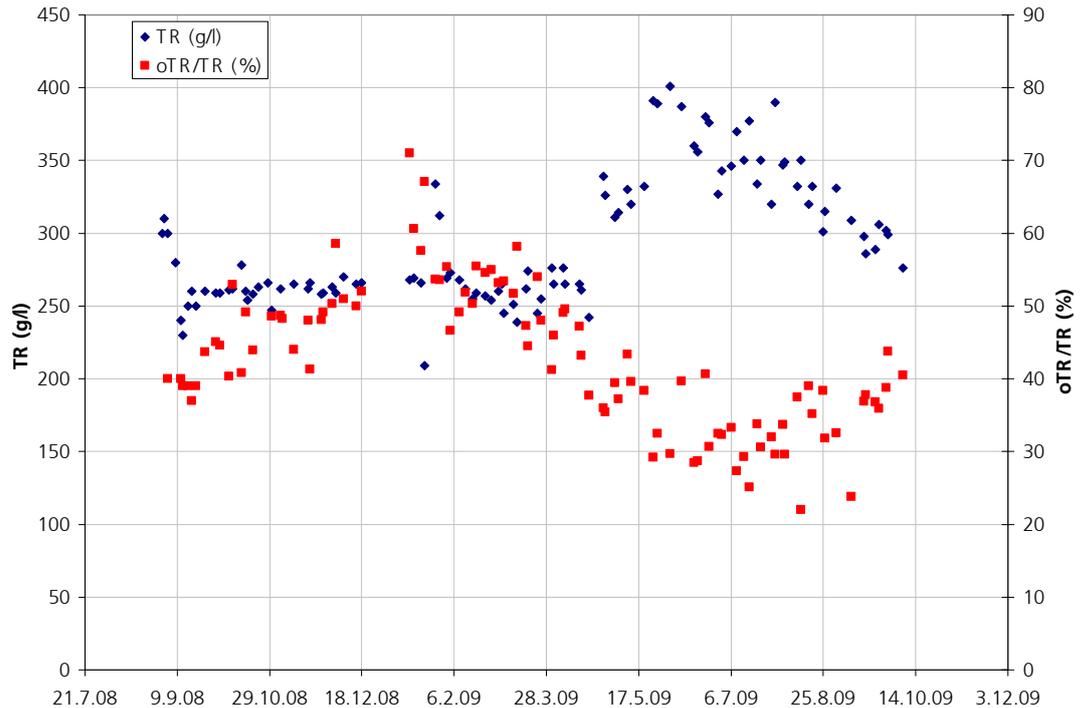


Abbildung 39: Verlauf der TR-Konzentration in (g/l) und des oTR-Gehalts (%) im entwässerten Schlamm.

8 Energieeffizienz

Das Verfahren der anaeroben Schlammfäulung kann zur Verbesserung der Energieeffizienz von Kläranlagen beitragen, zum einen durch die Produktion von Biogas, das verstromt und zur Eigenstromversorgung beitragen kann, zum anderen durch Ersatz der energieintensiven aeroben Schlammstabilisierung. Zielwerte d. h. Wunschwerte für Energieeffiziente Kläranlagen der Zukunft sind die Produktion von 30 l Biogas /EW*d aus Schlamm sowie ein spezifischer Stromverbrauch der Kläranlage von 18 kWh/EW*a (Haberker, 2008). Diese Werte sind jedoch nur zu erreichen, wenn neben kommunalem Klärschlamm zusätzlich organische Reststoffe aus Industrie oder Kommune dem Schlamm zugesetzt werden, ohne das zu vergärende Volumen stark zu vergrößern.

8.1 Biogas und Stromproduktion

In Abbildung 40 ist der Verlauf der einwohnerspezifischen Biogasproduktion dargestellt. Zwischen März und Juni 2009 wurden meist 15 – 25 l Biogas pro Einwohner und Tag produziert, durchschnittlich waren es 19,3 l pro Einwohner und Tag. Ab Juli 2009 lag die Biogasproduktion nur noch zwischen 15 und 20 l, durchschnittlich waren es 17,6 l/EW*d. (Der Einbruch an fünf Tagen im August wurde nicht berücksichtigt). Diese relativ geringe einwohnerspezifische Biogasausbeute wurde u. a. auch durch die niedrigen oTR-Gehalte im Zulauf der Fäulung während des gesamten Zeitraums, die im Durchschnitt bei 56 % lagen, verursacht. Die Begründung hierfür wurde schon mehrfach diskutiert (hydraulische Überlastung).

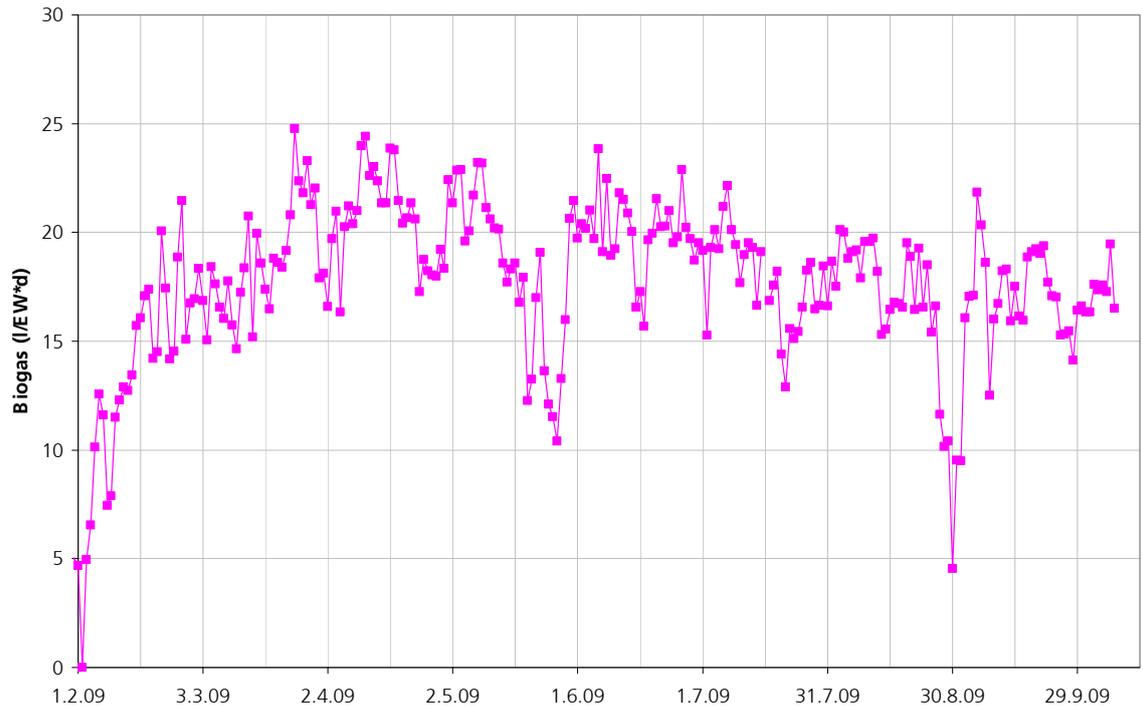


Abbildung 40: Verlauf der einwohnerspezifischen Biogasproduktion (Bezug: Realeinwohner)

Das Blockheizkraftwerk zur Verwertung des Biogases ist seit Anfang Juli in Betrieb. In Abbildung 41 ist der Verlauf des täglich aus Biogas erzeugten Stroms dargestellt. Die tägliche Stromproduktion lag meist zwischen 700 und 900 kWh/d, die durchschnittliche Stromproduktion lag bei 737 kWh/d (berücksichtigt sind die Tage, an denen Strom produziert wurde).

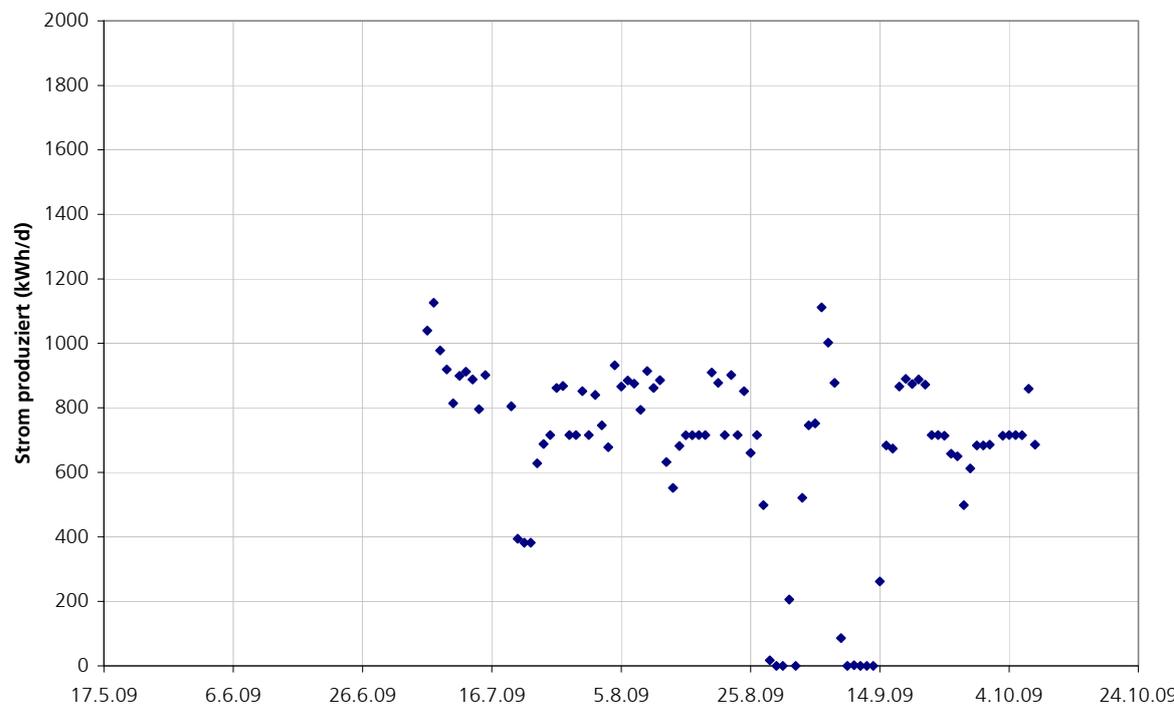


Abbildung 41: Verlauf der täglichen Stromproduktion aus Biogas.

8.2 Stromverbrauch

Durch die Hochlastfäulung wurde der Stromverbrauch spürbar reduziert. Mit der aeroben Schlammstabilisierung waren für die Belüftung noch 2 Gebläse ständig bei Vollast im Einsatz, z. T. wurde auch durch die Steuerung ein drittes notwendig. Zurzeit ist der Betrieb von einem Gebläse ausreichend, gelegentlich wird ein zweites Gebläse mit verminderter Leistung betrieben.

Abbildung 42 zeigt den monatlichen Stromverbrauch für die Jahre 2006 bis 2009. Schon 2008 war der monatliche Stromverbrauch gegenüber den Vorjahren rückläufig. In Tabelle 2 ist der Jahresverbrauch für die letzten vier Jahre zusammengefasst. 2008 ging der Stromverbrauch auf 86 % des Vorjahres zurück. Für 2009 wurde aufgrund des Verbrauchs bis einschließlich August 2009 ein Jahresstromverbrauch von nur noch 76 % des Verbrauchs von 2006 vorausgerechnet (zu dieser Zeit wurde der Schlamm aerob stabilisiert). Somit ist ein Rückgang des Stromverbrauchs für die Kläranlage für 2009 von 25 % zu erwarten.

Dies entspricht einem Rückgang des einwohnerspezifischen Stromverbrauchs von 28,4 kWh/EW*a im Jahr 2006 auf 21,5 kWh/EW*a im Jahr 2009. Dazuaddieren muss man allerdings dann noch den Energieverbrauch von der HL-Fäulung, der die reale Stromeinsparung für den Wasserreinigungsprozess bei 15 % belässt (s. Tab. 2 letzte Zeile).

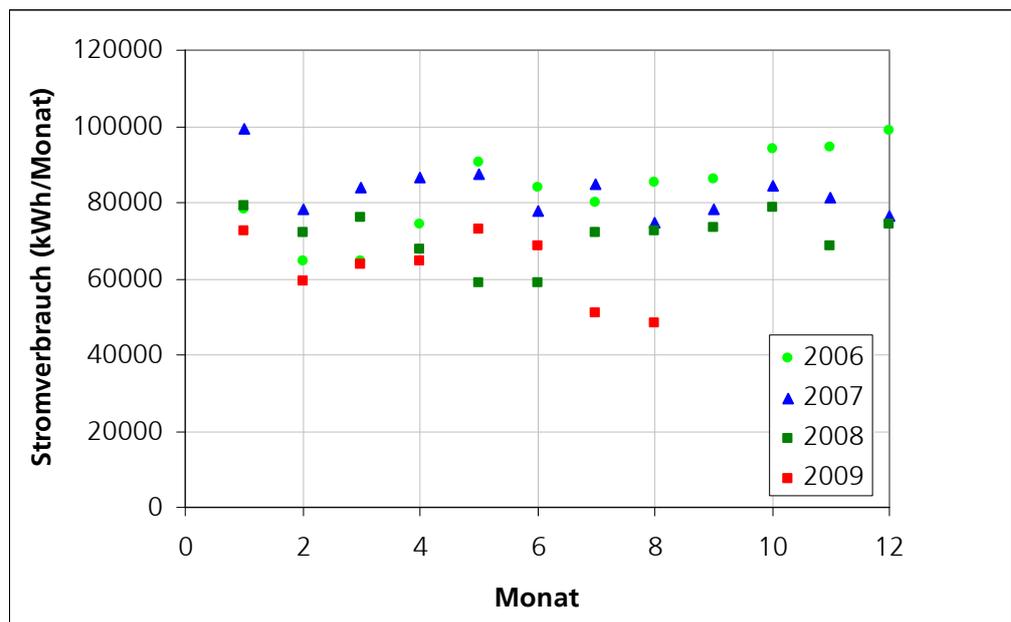


Abbildung 42: Monatlicher Stromverbrauch der Kläranlage für die Jahre 2006 bis 2009.

Tabelle 2: Jahresstromverbrauch für 2006 bis 2008, für 2009 wurde der voraussichtliche Jahresverbrauch aus dem monatlichen Verbrauch von Januar bis August berechnet.

	Jahresstromverbrauch (kWh/a)	Spez. Stromverbrauch (kWh/EW.a)	Jahresstromverbrauch (% des Verbrauchs 2006)
2006	995250	28,4	100
2007	993294	28,4	101
2008	852841	24,4	86
2009	850066	24,2 <i>(Voraussichtlich)</i>	85 <i>(Voraussichtlich)</i>

8.3 CO₂-Ausstoß

Durch den zu erwartenden geringeren Stromverbrauch dieses Jahr von 25 % wird eine Reduktion des CO₂-Ausstoßes gegenüber 2006 in Höhe von 163,3 t CO₂/a erreicht. Dieser Berechnung zugrunde liegt der durchschnittliche Ausstoß von 670 g CO₂ /kWh Strom.

9 Ausblick

Die Ergebnisse zeigten, dass die Schlammfäulung auch bei hoher Raumbelastung stabil betrieben werden kann. Ein durchschnittlicher oTR-Wert im ausgefaulten Schlamm in Höhe von 47 % und der erreichte Stabilisierungsgrad von maximal 50 % sind sehr zufriedenstellend. Allerdings ist die Biogasausbeute mit 19,3 l/EW*d im Vergleich zu anderen Anlagen mit Hochlastfäulung etwas geringer. Für die Hochlastfäulung auf der Kläranlage in Schwerzen des AZV Mittleres Wutachtal wurden Werte von 23 l/EW*d ermittelt (Kempfer-Regel und Trösch, 2009).

Dies liegt im Wesentlichen an der besonderen betrieblichen Situation der Kläranlage Schozachtal, die eine ständige durchschnittliche hydraulische Last von 90.000 -100.000 EW120 zu bewerkstelligen hat. Unter dieser Last leidet sowohl die Qualität des Primärschlammes als auch die Menge an Sekundärschlamm im Vergleich zu anderen kommunalen Hochlastfäulungen. Diese Problematik ist schon seit längerer Zeit bekannt. Erste Maßnahmen zur Reduzierung des Fremdwassereintrages sind schon erfolgt. Weitere und andere Maßnahmen, möglicherweise auch ein Ausgliedern niedrig belasteter Industrieabwässer, müssen folgen um die Situation für den Schlamm zu verbessern.

Gleichwohl erfüllt die Hochlastfäulung mit BHKW und Mikrofiltration wirtschaftlich jetzt schon die in sie gesetzten Erwartungen.

Weitere empfohlene Maßnahmen:

Die Belüftung sowie das Schlammalter in der Belebung sollten zukünftig überwacht werden, so dass gegebenenfalls der Betrieb der Belebung an die neue Situation mit der anaeroben Schlammstabilisierung dahingehend angepasst werden kann, dass oTR-Gehalte von 70 % und mehr im Zulauf der Schlammfäulung erreicht werden können. Dadurch wäre ein Anstieg der Biogasausbeute zu erwarten.

10 Literatur

Haberkern B., Maier W., Schneider U. (2008): Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen. Studie im Auftrag des Umweltbundesamts.
<http://www.umweltbundesamt.de>

Heitzmann, D. (2008): Entstehung, Behandlung und Entsorgung von Klärschlamm 2007. Statistisches Monatsheft Baden-Württemberg 11/2008. Umwelt, Verkehr, Tourismus.

Imhoff, Karl und Klaus R. (1999): Taschenbuch der Stadtentwässerung, 29. Auflage, Oldenbourg Verlag.

Kempton B., Trösch W. (2000):
Optimiertes Vergärungsverfahren steigert Umsatz von organischen Abfällen. Wasser, Luft Boden, Zeitschrift für Umwelttechnik, 5/2000, S.83-85.

Kempton B., Schmid-Staiger U., Trösch W. (2000):
Verbesserter Abbau von kommunalen Klärschlämmen in einer zweistufigen Hochlast-Vergärungsanlage. KA Wasserwirtschaft Abwasser Abfall, 9/2000.

Kempton B., Trösch W. (2000):
Optimiertes Vergärungsverfahren steigert Umsatz von organischen Abfällen. Wasser, Luft Boden, Zeitschrift für Umwelttechnik, 5/2000, S.83-85.

Kempton-Regel B., Oehlke M., Weber J., Trösch W. (2003):
Integration einer Hochlastfaulung in die herkömmliche Technik: Erste Bilanzierungsergebnisse der Schlammfaulung in Heidelberg.
KA Wasserwirtschaft Abwasser Abfall, 11/2003.

Kempton-Regel B., Trösch W. (2009): Hochlastfaulung mit Mikrofiltration für kleinere Kläranlagen- ein Beitrag zur Energieeffizienz. Die Gemeinde, Organ des Gemeindetags Baden-Württembergs. BWGZ 11/2009

Krischke W., Mohr M., Kempton-Regel B., Trösch W. (2008):
Anaerobe Abwasserreinigung in Membranbioreaktoren unter Verwendung des Rotationsscheibenfilters. GWF Spezial 149, 2008,26-31

Merz H.U., Schmickl M. (1998)
Zweistufige Schlammfaulung im Zuge des Ausbaus der Sammelkläranlage Mittleres Glemstal, Umweltbundesamt, Textband 62/98

Merz H.-U., Schmickl M., Trösch W., Galander C. (1999):
Zweistufiges mesophil-thermophiles Verfahren zur Schlammfaulung erstmals in großtechnischem Maßstab erprobt.
Korrespondenz Abwasser 46,1999,1238-1243.

Schröder M. (2007): Klärschlamm als Energieträger. KA-Abwasser, Abfall (54) Nr. 10, 1035 – 1040.

Steinmetz H. (2007): Ansätze für energieoptimierte Kläranlagen.
In : Innovative Energiekonzepte für Kläranlagen. 82.
Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium, 2007.

Zehnder, Schraa (1988): Biologischer Abbau xenobiotischer Verbindungen und das Problem der Restkonzentration. gwf Wasser Abwasser, 129 79 – 83.