

UPTEC W 05 038
ISSN 1401-5765

Examensarbete
M.Sc. Thesis Work

Käppalaverkets nuvarande och framtida rötningskapacitet – en studie i labbskala

Present and future digestion capacity of Käppala wastewater treatment
plant – a study in laboratory scale

NIKLAS LEKSELL
Augusti 2005

Referat

Käppalaverkets nuvarande och framtida rötningskapacitet – en studie i lab skala

Niklas Leksell

Avloppsreningsverket Käppalaverket på Lidingö driver under år 2004-2005 ett projekt med syftet att kartlägga rötningskapaciteten i den befintliga anläggningen där primär- och överskottsslam behandlas i två röt-kammare. Syftet med examensarbetet, som är en del av kartlägningsprojektet, var att karakterisera Käppalaverkets nuvarande rötningsprocess och undersöka processens kapacitet att behandla organiskt avfall i form av restaurangavfall och vattenverksslam. För att bestämma potentialen hos olika substrat har satsvisa utrötningar genomförts. För att efterlikna processen på Käppalaverket har kontinuerliga försök med små reaktorer bedrivits. Till dessa reaktorer har sedan restaurangavfall tillsatts.

De satsvisa utrötningarna av primärslam visade en potentiell bio- respektive metangasproduktion om 0,62 respektive 0,35 Ndm³/g VS efter 40 dagars utrötning. Efter 15-20 dagars utrötning (som är den genomsnittliga uppehållstiden i Käppalaverkets röt-kammare där primärslammet behandlas) var biogasproduktionen mellan 0,55 och 0,60 Ndm³/g VS, vilket är inom samma intervall som vid den verkliga driften av röt-kammarna vid Käppalaverket. Detta betyder att utrötningen av primärslammet fungerar bra vid Käppalaverket.

De satsvisa utrötningarna av överskottsslammet visade en potentiell bio- respektive metangasproduktion om 0,31 respektive 0,16 Ndm³/g VS efter 40 dagars utrötning.

För restaurangavfallet visade de satsvisa utrötningarna på en potentiell bio- respektive metangasproduktion om 0,81 respektive 0,38 Ndm³/g VS efter 47 dagars utrötning. Detta innebär att den totala metangasproduktionen vid Käppalaverket skulle kunna ökas med 7-8 procent om 3500 ton restaurangavfall skulle tas emot årligen (uppskattad mängd restaurangavfall som finns att tillgå). Försök att efterlikna transport av restaurangavfallet via avloppsledningsnätet visade dock att 35-60 procent av den ökade metangasproduktionen skulle "tvättas ur" om avfallet fördes till verket via avloppsledningsnätet.

Försöken med satsvis utrötning av vattenverksslam visade att detta substrat inte bidrar med någon produktion av biogas eller metangas.

De kontinuerliga försöken med tillsatt restaurangavfall (motsvarande en årlig belastning med 3500 ton) resulterade i en ökning av biogasproduktionen med 12 procent.

Nyckelord: avloppsreningsverk, rötning, satsvis utrötning, kontinuerliga försök, biogas, metangas, primärslam, överskottsslam, vattenverksslam, restaurangavfall

Abstract

Present and future digestion capacity of Käppala wastewater treatment plant – a study in laboratory scale

Niklas Leksell

Käppala wastewater treatment plant situated on the island of Lidingö northeast of Stockholm is running a project during 2004 and 2005 with the purpose to map out the capacity of anaerobic digestion in the digesters that treat primary and excess sludge. The purpose of this thesis work, which is part of that project, was to characterize the present anaerobic digestion process and to investigate its capacity to treat other organic wastes such as restaurant waste and waste from water works. To decide the potential of both methane and biogas production from different substrates batch laboratory tests were carried out. To imitate the anaerobic digestion process at Käppala continuous tests with small scale reactors were carried out. These reactors were later fed with restaurant waste.

The batch laboratory tests showed that primary sludge had a potential biogas and methane production of 0,62 and 0,35 Ndm³/g VS respectively after 40 days of digestion. After 15 to 20 days of digestion (average retention time in the digester at Käppala wastewater treatment plant that treats primary sludge) the biogas production was between 0,55 and 0,60 Ndm³/g VS, which is within the range of the production at the digester that treats the primary sludge. This leads to the conclusion that the digestion of primary sludge is well functioning at the plant.

Batch laboratory tests showed that excess sludge had a potential biogas and methane production of 0,31 and 0,16 Ndm³/g VS respectively after 40 days of digestion.

Batch laboratory tests with restaurant waste showed a potential biogas and methane production of 0,81 and 0,38 Ndm³/g VS respectively after 47 days of digestion. This means that the total production of methane gas can increase with 7-8 per cent with an annual load of 3500 tonnes of restaurant waste (estimated amount of available restaurant waste). Tests to imitate transport of restaurant waste with influent wastewater showed that 35-60 per cent of the increase of gas production would be “washed out” if the waste was transported this way to the plant.

Batch laboratory tests with waste from water works showed that no gas was produced from this substrate.

The continuous tests with small scale reactors which were fed with restaurant waste resulted in an increase of biogas production with 12 per cent (corresponding to an annual load of 3500 tonnes of restaurant waste) compared to the present process.

Keywords: wastewater treatment plant, anaerobic digestion, batch laboratory tests, continuous test with small scale reactors, biogas, methane gas, primary sludge, excess sludge, water works waste, restaurant waste

Department of Microbiology, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7025, SE-750 07 Uppsala.

ISSN 1401-5765

Förord

Detta examensarbete omfattar 20 poäng och har utförts inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet. Arbetet har utförts på uppdrag av Käppalaförbundet i samarbete med Institutionen för Mikrobiologi vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) och Institutet för jordbruks- och miljöteknik (JTI). Handedare har varit Anna Schnürer vid Institutionen för Mikrobiologi, SLU, Anna Maria Borglund vid Käppalaförbundet och Åke Nordberg vid JTI. Ämnesgranskare har varit Mikael Pell vid Institutionen för Mikrobiologi, SLU.

Först vill jag tacka mina handledare Anna, Anna Maria och Åke som har ställt upp och hjälpt mig varenda gång jag har kommit med frågor och har behövt hjälp. Dessutom vill jag tacka er för att ni har visat tålamod med mig under tiden som det tagit mig att göra den här sammanställningen av arbetet. Ett tack också till Mikael Pell som har granskat innehållet i rapporten. Jag vill även rikta ett stort tack till Johnny Ascue på JTI som har hjälpt mig otroligt mycket i arbetet på laboratoriet och ställt upp och skött om mina små reaktorer när jag har varit på Käppalaverket. Dessutom vill jag tacka all trevlig personal på Käppalaverket, inte minst Maria Gustafsson, Dervisa Karat och Dan Wilhelmsson på analyslabbet som hjälpt till med provtagningar och med alla analyser på tvättningsförsöket (som antagligen inte hade blivit av annars). Tack också till Stefan Palmgren som har hjälpt mig med transporter av slam mellan Käppalaverket och Uppsala. Sist men inte minst vill jag tacka min vän Annelie Sundgren som har hjälpt mig med många av illustrationerna i arbetet.

| | |
|--|-----------|
| 1. INLEDNING | 3 |
| 2. BAKGRUND OCH TEORI..... | 4 |
| 2.1 BIOGASPROCESSEN..... | 4 |
| 2.3 SUBSTRAT TILL BIOGASPROCESSEN..... | 5 |
| 2.3.1 <i>Kemisk och fysisk karakterisering och utvärdering av substrat.....</i> | <i>5</i> |
| 2.3.2 <i>Olika typer av organiskt avfall.....</i> | <i>6</i> |
| 3. KÄPPALAVERKET | 8 |
| 3.1 ÖVERSIKT ÖVER DRIFTEN AV KÄPPALAVERKET..... | 9 |
| 3.2 RÖTKAMMARDRIFTEN VID KÄPPALAVERKET | 10 |
| 4. METODER OCH MATERIAL | 11 |
| 4.1 KARTLÄGGNING AV RÖTKAMMARDRIFTEN VID KÄPPALAVERKET..... | 11 |
| 4.2 BESKRIVNING AV ANVÄNDA SUBSTRAT | 12 |
| 4.2.1 <i>Primärslam.....</i> | <i>12</i> |
| 4.2.2 <i>Överskottsslam</i> | <i>12</i> |
| 4.2.3 <i>Restaurangavfall.....</i> | <i>12</i> |
| 4.2.4 <i>Vattenverksslam.....</i> | <i>13</i> |
| 4.3 SATSVISA UTRÖTNINGAR..... | 13 |
| 4.3.1 <i>Jämförelse av batchmetoden och fed-batchmetoden.....</i> | <i>13</i> |
| 4.3.2 <i>Satsvisa utrötningar av primär- och överskottsslam med fed-batchmetoden</i> | <i>14</i> |
| 4.3.3 <i>Satsvisa utrötningar av primär- och överskottsslam med batchmetoden.....</i> | <i>14</i> |
| 4.3.4 <i>Satsvisa utrötningar av restaurangavfall med batchmetoden.....</i> | <i>15</i> |
| 4.3.5 <i>Satsvisa utrötningar av sedimenterat vattenverksslam med batchmetoden ..</i> | <i>15</i> |
| 4.3.6 <i>Satsvisa utrötningar av centrifugerat vattenverksslam med batchmetoden ..</i> | <i>15</i> |
| 4.4 KONTINUERLIGA FÖRSÖK | 15 |
| 4.4.1 <i>Uppstart av de kontinuerliga försöken</i> | <i>16</i> |
| 4.4.2 <i>Kontinuerliga försök med drift liknande Käppalaverket.....</i> | <i>16</i> |
| 4.4.3 <i>Kontinuerliga försök med tillsats av restaurangavfall.....</i> | <i>17</i> |
| 4.5 TVÄTTNING AV RESTAURANGAVFALL MED INKOMMANDE AVLOPPSVATTEN | 17 |
| 4.6 ANALYSER | 18 |
| 5. RESULTAT..... | 18 |
| 5.1 KARTLÄGGNING AV RÖTKAMMARDRIFTEN VID KÄPPALAVERKET..... | 18 |
| 5.2 SATSVISA UTRÖTNINGAR..... | 19 |
| 5.2.1 <i>Satsvisa utrötningar av primär- och överskottsslam med fed-batchmetoden</i> | <i>19</i> |
| 5.2.2 <i>Satsvisa utrötningar av primär- och överskottsslam med batchmetoden.....</i> | <i>20</i> |
| 5.2.3 <i>Satsvisa utrötningar av restaurangavfall med batchmetoden.....</i> | <i>21</i> |
| 5.2.4 <i>Satsvisa utrötningar av sedimenterat vattenverksslam med batchmetoden ..</i> | <i>21</i> |
| 5.2.5 <i>Satsvisa utrötningar av centrifugerat vattenverksslam med batchmetoden ..</i> | <i>22</i> |
| 5.3 KONTINUERLIGA FÖRSÖK | 23 |
| 5.3.1 <i>Uppstart av de kontinuerliga försöken</i> | <i>24</i> |
| 5.3.2 <i>Kontinuerliga försök med drift liknande Käppalaverket.....</i> | <i>25</i> |
| 5.3.3 <i>Kontinuerliga försök med tillsats av restaurangavfall.....</i> | <i>25</i> |
| 5.4 TVÄTTNING AV RESTAURANGAVFALL MED INKOMMANDE AVLOPPSVATTEN | 25 |
| 6. DISKUSSION | 26 |
| 6.1 SATSVISA UTRÖTNINGAR..... | 26 |

| | |
|---|-----------|
| 6.1.1 Primärslam..... | 26 |
| 6.1.2 Överskottsslam | 27 |
| 6.1.3 Restaurangavfall..... | 27 |
| 6.1.4 Vattenverkslam..... | 27 |
| 6.2 KONTINUERLIGA FÖRSÖK | 28 |
| 6.3 TVÄTTNING AV RESTAURANGAVFALL MED INKOMMANDE AVLOPPSVATTEN..... | 29 |
| 6.4 BEHANDLING AV EXTERNT ORGANISKT AVFALL..... | 29 |
| 7. SLUTSATSER | 30 |
| 8. REFERENSER | 31 |
| ORDLISTA | 33 |
| BILAGOR | 34 |
| BILAGA 1: TS OCH VS ANALYSER..... | 34 |
| BILAGA 2: BERÄKNING AV BIOGASVOLYM FRÅN TRYCKÖKNING | 36 |
| BILAGA 3: METODER VID METANANALYSER..... | 38 |
| BILAGA 4: UTFÖRDA ANALYSER VID TVÄTTNINGSFÖRSÖKET..... | 40 |
| BILAGA 5: DETALJERADE RESULTAT FRÅN KARTLÄGGNINGEN AV DRIFTEN VID KÄPPALAVERKET | 41 |
| BILAGA 6: REDOVISNING AV PH, KOLDIOXID- OCH METANGASINNEHÅLL VID KONTINUERLIGA FÖRSÖK..... | 44 |
| BILAGA 7: BEHANDLING AV MÄTDATA FRÅN BIOGASMÄTNINGAR PÅ RK 1 OCH RK 2 | 46 |

1. INLEDNING

Avloppsreningsverket Käppalaverket på Lidingö driver under år 2004-2005 ett projekt med syftet att kartlägga rötningskapaciteten i den befintliga anläggningen. Resultaten från projektet kommer att användas som underlag vid framtida ställningstaganden om vidareutveckling av rötningsprocessen. Ett av huvudmålen med projektet är att producera ett underlag för att möjliggöra optimering av gasproduktionen eftersom överskottet som produceras kan säljas som fjärrvärme. Ett sätt att öka gasproduktionen är att ta emot organiskt avfall som genereras i samhället. En tänkbar leverantör av organiskt material är Söderhalls Renhållningsverk AB, SÖRAB, som årligen tar emot 3500 ton organiskt avfall från restauranger och butiker (benämns restaurangavfall i resten av rapporten) i norra Stor-Stockholm till sin återvinningsstation i Hagby. Ytterligare en tänkbar leverantör av organiskt avfall är Norrvatten AB som skulle kunna leverera vattenverksslam via avloppsledningssystemet. Från och med 2005 är det förbjudet att deponera organiskt avfall, varför det är nödvändigt att finna alternativa behandlingsmetoder. Vidare har en proposition från regeringen (2002/03:117) lagts fram där målet är att 35 % av allt matavfall ska behandlas biologiskt år 2010. Detta har lett fram till diskussioner om var det finns kapacitet att ta emot organiskt avfall, där avloppsreningsverkens röt-kammare kan vara en delösning på detta problem.

Examensarbetet är en del av kartläggningsprojektet som drivs av Käppalaförbundet och har utförts i samarbete mellan Käppalaverket, Institutet för jordbruks- och miljöteknik (JTI) och Institutionen för Mikrobiologi vid SLU.

Syftet med examensarbetet var att karakterisera Käppalaverkets nuvarande rötningsprocess och undersöka processens kapacitet att behandla organiskt avfall i form av restaurangavfall och vattenverksslam.

Frågeställningar som har undersökts är:

- *Vilken är den maximala gasproduktionen vid nuvarande driftsfall? Vad innebär en för kort uppehållstid mätt i förlorad gasproduktion?*
- *Bidrar överskottsslammet till någon gasproduktion vid dagens driftfall? Hur mycket gas kan maximalt utvinnas ur detta slam?*
- *Hur påverkas nuvarande rötningsprocess av tillförsel av organiskt avfall (restaurangavfall) utifrån?*
- *Är det möjligt att producera gas från vattenverksslam eller består det mest av inert material? Hur mycket gas kan maximalt utvinnas ur detta substrat?*

Försöken har till största delen bedrivits i JTI:s lokaler på Inst. för Mikrobiologi vid SLU i Uppsala. För att bestämma den potentiella biogas- och metangasproduktionen hos olika substrat har satsvisa utrötningar genomförts. För att efterlikna processen på Käppalaverket har kontinuerliga försök med små reaktorer bedrivits. Till dessa reaktorer har sedan restaurangavfall från Hagby återvinningsstation tillsatts.

2. BAKGRUND OCH TEORI

I Sverige finns 134 avloppsreningsverk som genom rötning minskar mängden organiskt material i det slam som bildas i reningsprocessen (slammet stabiliseras). Dessutom finns 10 anläggningar för samrötning av olika sorters organiskt avfall och 56 anläggningar där deponigas samlas upp (Svenska biogasföreningen, 2005). Röttningsprocessen är en anaerob process som omvandlar organiskt material till biogas med hjälp av mikroorganismer. Den bildade biogasen består till största delen av metan och koldioxid. Biogasen som produceras vid reningsverk och samröttningsanläggningar förbränns och värmer sedan upp anläggningen och/eller används för produktion av fjärrvärme. Vid tre samröttningsanläggningar och ett fåtal avloppsreningsverk uppgraderas biogasen till fordonsbränsle.

2.1 BIOGASPROCESSEN

I biogasprocessen omvandlas komplext organiskt material till biogas (figur 1) med hjälp av olika grupper av anaeroba bakterier i ett antal steg (Zinder, 1984).

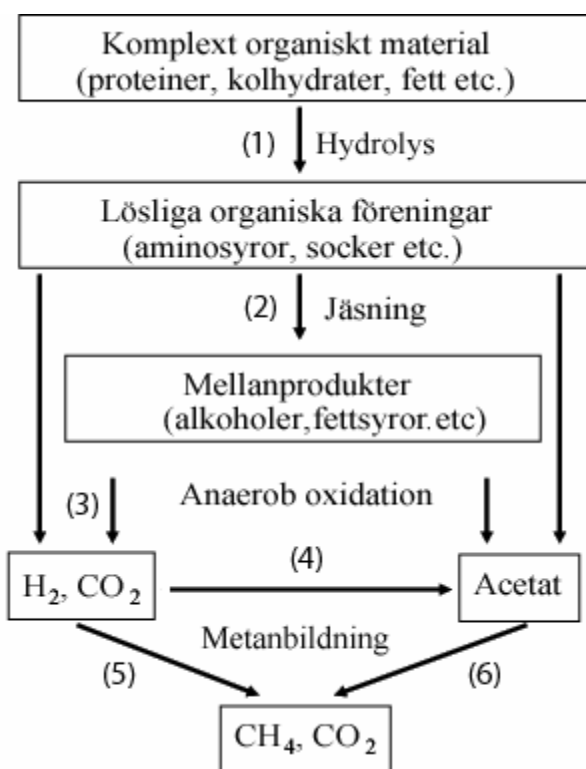


Fig. 1 Schematisk bild av omvandlingen av organiskt material till biogas

I det första steget (1) sönderdelas större molekyler (proteiner, kolhydrater, fetter etc) till mindre molekyler med hjälp av enzymer som utsöndras av hydrolytiska bakterier. Genom aktivitet av många olika bakterier genomgår sedan dessa mindre föreningar olika jäsningsreaktioner (2). Produkter som bildas i detta steg är flyktiga fettsyror (eng. volatile fatty acids, VFA) (se även ordlistan i slutet av rapporten), alkoholer, ättiksyra (acetat) och vätgas och koldioxid. Vissa mellanprodukter som bildas i jäsningen genomgår ytterligare ett sönderdelningssteg (3), anaerob oxidation. Dessa produkter omvandlas med hjälp av ättiksyrabildande bakterier till ättiksyra respektive vätgas och koldioxid. Den bildade vätgasen och koldioxiden kan dessutom genomgå anaerob

oxidation och bilda ättiksyra (4). I det sista steget, metanbildningen, bildas biogasen (metangas och koldioxid). Detta sker genom att hydrogenotrofa metanogener omvandlar vätgas och koldioxid till metangas (5) eller att acetotrofa metanogener omvandlar ättiksyra till metangas och koldioxid (6). Omkring 70 % av den metangas som bildas i en biogasreaktor kommer från sönderdelningen av ättiksyra (Schnürer, 1995).

För en väl fungerande biogasprocess krävs ett syntroft samarbete (beroende av varandra) mellan de hydrogenotrofa metanogenerna och de organismer som utför de anaeroba oxidationsreaktionerna. I detta samarbete håller de hydrogenotrofa metanogenerna vätgasstrycket nere så att nedbrytningen av fettsyror i den anaeroba oxidationen kan fortgå. Om de metanbildande organismerna störs kan detta leda till en ackumulering av fettsyror, följt av en pH-sänkning. Denna sänkning av pH inverkar sedan negativt på hela processen.

Biogasprocessen kräver att energi tillförs för att upprätthålla temperaturen i processen, vanligtvis genom att en del av den bildade biogasen förbränns (Jarvis, 2004). Biogasprocessen brukar delas in i tre olika temperaturintervall (Jarvis, 2004): psykrofil (optimum 15-30 °C), mesofil (optimum 35-40 °C) och termofil (optimum 55-65 °C). Psykrofil rötning är inte så vanlig i kommersiellt bruk. Rötning vid mesofil temperatur är den typ av rötning som är vanligast förekommande på kommunala reningsverk. Termofil rötning är den form av rötning som omsätter det organiska materialet snabbast, men är dock mer känslig för störningar i processen.

För att utvinna biogas ur organiskt material kan biogasprocessen utformas på flera olika sätt (Jarvis, 2004). Vid utvinning av biogas ur organiskt material vid deponier är det vanligt med *satsvisa processer*, dvs att råmaterialet behandlas på en och samma plats under hela rötningförloppet. När råmaterialet är pumpbart väljs oftast *kontinuerliga processer*, vilket innebär att substratet tillförs processen kontinuerligt. Denna metod är vanligast på reningsverk.

Biogasprocessen kan, förutom att delas in i satsvisa och kontinuerliga processer, också delas in i *en-* och *tvåstegsprocesser*. I enstegsprocessen så sker nedbrytningen av det organiska materialet i en och samma behållare, ofta med omrörning (vanligt hos avloppsreningsverk). Tvåstegsprocessen innebär att processen delas upp i en syrabildande och en metanbildande del. På detta sätt kan de två stegen optimeras var för sig, vanligtvis i två separata röttkammare. Tvåstegsprocessen lämpar sig väl för behandling av vått avfall från livsmedelsindustrin.

2.3 SUBSTRAT TILL BIOGASPROCESSEN

De substrat som används i biogasprocessen kan komma från många olika källor i samhället och variera i karaktär. Ett sätt att beskriva organiskt avfall är baserat på avfallets kemiska och fysiska karaktär. Ett annat sätt att beskriva organiskt avfall som produceras i samhället är att dela in det i olika kategorier beroende på var avfallet genereras.

2.3.1 Kemisk och fysisk karakterisering och utvärdering av substrat

Innehållet av torrsbstans, TS, organiskt innehåll, VS (eng. volatile solids), och den kemiska syreförbrukningen, COD, kan ge information om fördelningen mellan oorganiskt och organiskt innehåll. Andelen organiskt material i ett substrat är avgörande för den potentiella biogasproduktionen från ett visst substrat.

För att kunna jämföra kontinuerliga försök i labskala med den verkliga process som skall efterliknas är det intressant att veta biogasproduktionen i förhållande till volymen reaktorinnehåll, den volumetriska biogasproduktionen, GPR (eng. gas production rate). Denna definieras enligt

$$GPR = \frac{Q_{biogas}}{V_{reaktorinnehåll}} \quad (\text{m}^3_{biogas}/(\text{m}^3_{reaktorinnehåll} \cdot \text{d})) \quad (1)$$

där Q_{biogas} är flödet av biogas per dygn och $V_{reaktorinnehåll}$ är volymen av röt-kammarinnehållet.

Det är dessutom intressant att veta hur mycket biogas som produceras från det tillsatta organiska materialet. Detta kallas för den specifika biogasproduktionen, SGP, och definieras som

$$SGP = \frac{Q_{biogas}}{m_{VS}} \quad (\text{m}^3_{biogas}/\text{kgVS}) \quad (2)$$

där Q_{biogas} är samma som ovan och m_{VS} är tillsatt mängd VS.

SGP är också intressant att jämföra med den potentiella biogasproduktionen hos ett substrat. Om SGP i den process som studeras är nära den maximala biogaspotentialen för substratet visar det att det organiska innehållet till stor del omvandlas till biogas.

För att kunna jämföra olika undersökningar av biogasprocesser och utvärderingar av olika substrats potentiella biogasproduktion, är det vanligt att den bildade volymen biogas räknas om till den volym biogasen har vid temperaturen 0°C och atmosfärstryck, Nm^3 (normalkubikmeter).

2.3.2 Olika typer av organiskt avfall

Det organiska avfall som genereras i samhället kan delas in i åtta olika fraktioner (Svärd, 2003):

- *Hushållsavfall* består till största delen av matavfall från köket. Normalt så separeras inte detta avfall från övrigt avfall utan förbränns tillsammans med annat hushållsavfall. När det separerats så behandlas det med biologiska stabiliseringsmetoder som kompostering eller rötning.
- Avfall från *parker och trädgårdar* kommer både från privata trädgårdar och större parker och öppna ytor. Vanligast är att denna typ av avfall komposteras för att sedan användas som jordförbättringsmedel. Det är inte vanligt att detta material används som substrat i biogasprocessen eftersom det innehåller lignin, som inte bryts ned i biogasprocessen.
- Organiskt avfall från *tillverkningsindustrier* härstammar främst från industrier som tillverkar olika typer av livsmedel. Denna typ av avfall kan behandlas på många olika sätt beroende på sitt ursprung. Till exempel kan visst avfall

återanvändas direkt som djurmat, vilket i så fall är att föredra framför förbränning eller rötning.

- *Slam från avloppsreningsverk* står för en stor del av det organiska avfall som bildas i samhället. Primärslam bildas i försedimenteringen. Om avloppsreningsverket har ett reningsteg med aktivslamprocessen så bildas också överskottslam. Primär- och överskottslam lämpar sig bra för rötning, som är den vanligaste metoden för att stabilisera slammet.
- *Fettavskiljarslam* tas om hand vid restauranger och storkök, där fettavfall avskiljs från avloppsvattnet och lagras i större tankar. Fettavskiljarslammet transporteras sedan bort med lastbil. Slammet som bildas är blött och lämpar sig väl för behandling med rötning.
- Avfall från *restauranger och storkök* består till största delen av rester från tillagning och tillagad mat. En del av detta avfall kan användas som djurmat vid djuruppfödning. När så inte kan ske är detta avfall väl lämpat som substrat i biogasprocessen.
- I *dagligvaruhandeln* hanteras mycket organiskt material i form av livsmedel. Beroende på om affären ifråga själv bearbetar livsmedel eller bara säljer vidare redan förberedda livsmedel, så produceras olika mycket avfall. Avfallet har ett högt organiskt innehåll och kan enkelt brytas ned biologiskt, vilket gör det lämpligt för rötning. Ett problem kan dock vara förpackningarna, dessa måste sorteras bort mekaniskt innan avfallet kan behandlas i en röttningsprocess.
- *Grossister* hanterar stora mängder livsmedel som måste säljas inom en viss tid innan det blir gammalt. Det här avfallet är oftast inte förpackat vilket gör det lätt att sortera ut, och därmed krävs inte så mycket förbehandling innan det kan tillföras en röttningsanläggning.

En typ av organiskt avfall som inte är med i ovanstående uppräknig är *vattenverkslam* som genereras vid rening av sjövattnet till dricksvatten.

3. KÄPPALAVERKET

Käppalaverket är beläget på Lidingö nordost om Stockholm. Verket ägs och drivs av Käppalaförbundet som är ett kommunalförbund med nio medlemskommuner i norra Stor-Stockholm. Totalt är 11 kommuner anslutna till verket (figur 2) via ett 60 km långt tunnelsystem. Avloppsvattnet transporteras i tunnelsystemet genom självfall och pumpas vid tre pumpstationer.



Fig. 2 Käppalaverkets upptagningsområde

3.1 ÖVERSIKT ÖVER DRIFTEN AV KÄPPALAVERKET

Käppalaverket är till största delen insprängt i berg (figur 3).

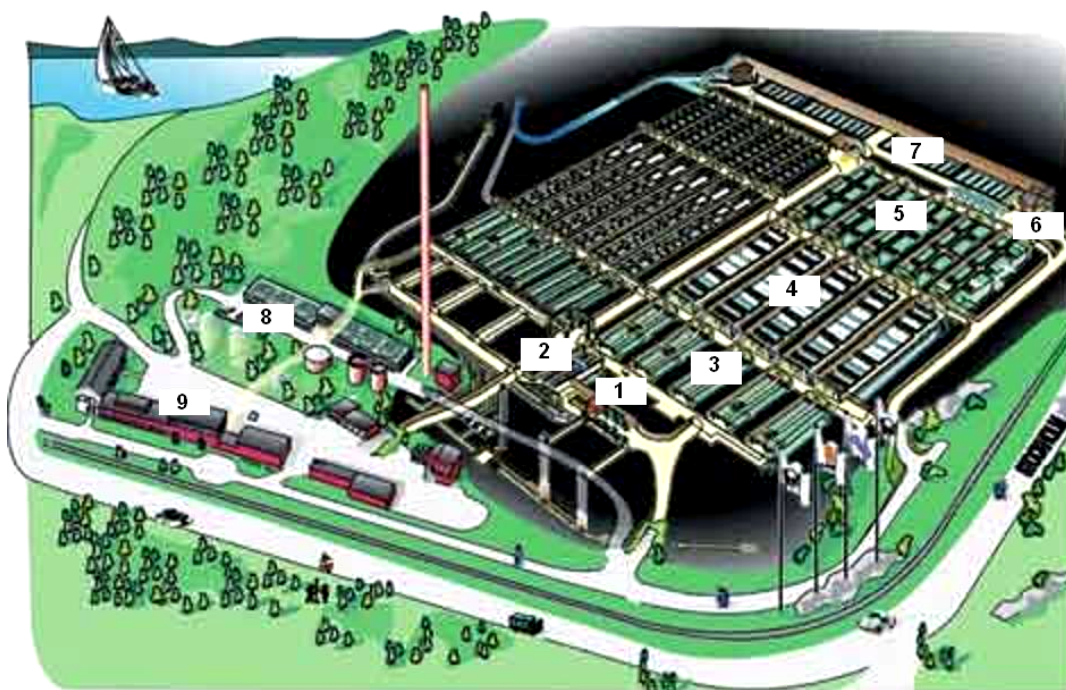


Fig. 3 Översiktsbild över Käppalaverket

Verket har under slutet av 1990-talet genomgått en utbyggnad med en ny del (till höger i figur 3) och en ombyggnad av den gamla delen (till vänster i figur 3). Anledningen till ut- och ombyggnationen är att belastningen på verket ökar i och med att befolkningen ökar i upptagningsområdet, och att ett ökat krav på kväverening införts. Under 2003, som var ett ovanligt torrt år, belastades verket med 44 miljoner m³ inkommande avloppsvatten från motsvarande 520 000 personekvivalenter, pe.

När avloppsvattnet kommer till verket genomgår det ett antal olika steg i reningsprocessen (utmärkta i figur 3). Först pumpas det inkommande avloppsvattnet till ett silgaller (1) där större partiklar avskiljs och därefter leds avloppsvattnet till ett sandfång (2), eftersom sand annars skulle störa driften i de senare reningsstegen. Efter sandfånget delas flödet upp så att en tredjedel går till den gamla delen av verket och två tredjedelar till den nya delen. I försedimenteringen (3) sedimenterar större partiklar och bildar primärslam som går till röt-kamrarna i slamhanteringen (8). Röt-kammardriften behandlas mer ingående i nästa avsnitt. Efter försedimenteringen går vattnet vidare till biosteget (4) där vattnet renas från organiskt material, kväve och fosfor med hjälp av mikroorganismer i aktiv-slamprocessen. I eftersedimenteringen (5) sjunker slammet till botten och det mesta pumpas tillbaka till biosteget, överskottet (benämns överskottsslam) går vidare till röt-kamrarna i slambehandlingen. Fosfor som inte tas bort biologiskt i biosteget, fälls ut kemiskt med hjälp av järnsulfat (6). Detta sker genom simultanfällning i biosteget i den nya delen av verket samt genom efterpolering med järn över sandfiltren, som utgör ett sista reningssteg. Det renade vattnet släpps sedan ut i Halvkakssundet mellan Lidingö och Nacka på 45 meters djup.

3.2 RÖTKAMMARDRIFTEN VID KÄPPALAVERKET

Käppalaverket har två rötkammare om vardera 9000 m³ (figur 4) som har varit i bruk sedan verket togs i drift 1969.

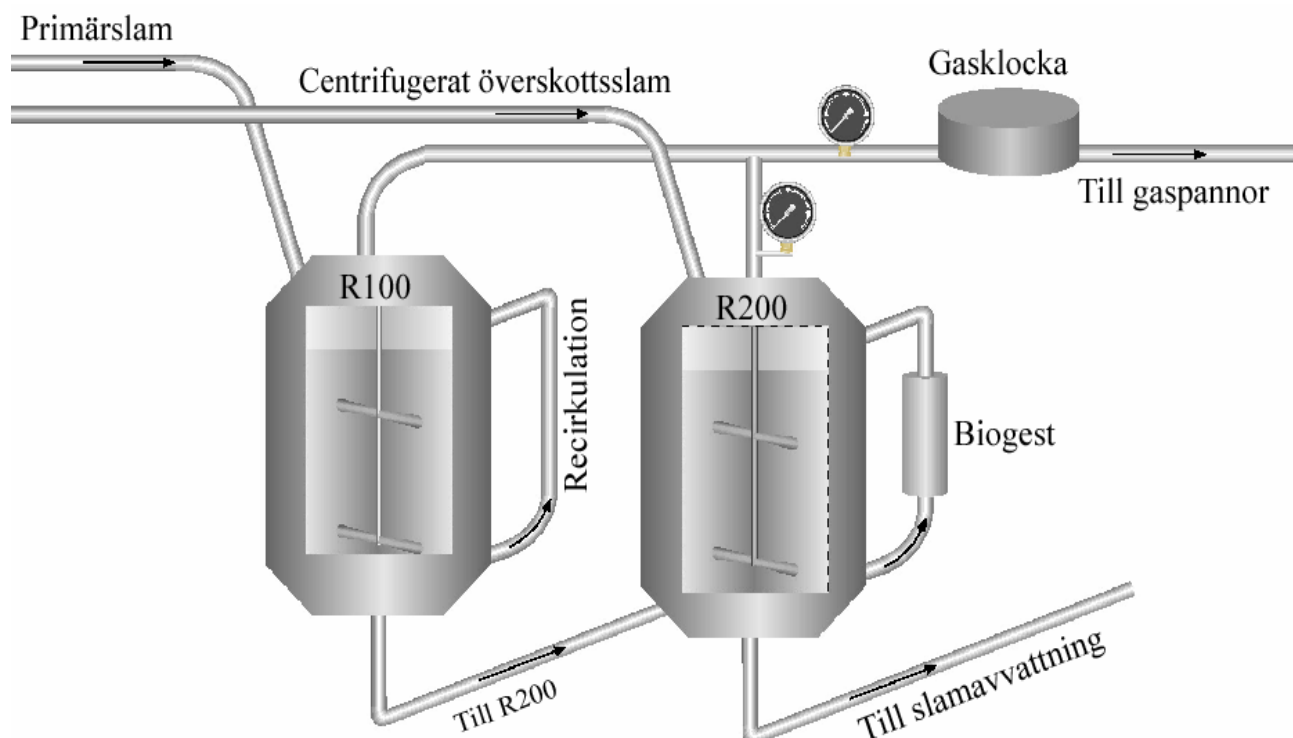


Fig. 4 Principskiss över nuvarande rötkammardrift på Käppalaverket

Figur 4 visar hur rötkamrarna drivs sedan februari 2004. Till den första rötkammaren, R100, tillförs primärslam kontinuerligt från försedimenteringen. Till den andra rötkammaren, R200, tillförs kontinuerligt centrifugerat överskottsslam från eftersedimenteringen och dessutom utgående slam från R100. För att hålla en jämn nivå i de båda rötkamrarna tas lika mycket behandlat slam ut som tillförs i mängd slam. Det utgående slammet från R200 förs till sist till slamavvattningsanläggningen. Båda rötkamrarna är utrustade med omrörare och en recirkulationsström för att reaktorinnehållet hela tiden skall vara ordentligt omblandat. På recirkulationsströmmen i R200 sitter dessutom en anordning som sönderdelar reaktorinnehållet med hjälp av kavitation (rötkammarinnehållet finfördelas när det pressas ihop med högt tryck för att sedan passera en dysa). Syftet med finfördelningen av reaktorinnehållet är att möjliggöra en förbättrad utrotning. Anordningen är installerad på prov och hyrs av det tyska företaget Biogest. Värmeväxling mellan recirkulerat slam och utgående slam sker med hjälp av en värmepump. Detta görs för att hålla temperaturen i rötkamrarna på en optimal nivå för rötningsprocessen. Biogasen som bildas i de båda rötkamrarna förs via en gasklocka vidare till gaspannor, där den förbränns. Energin som bildas vid förbränningen används för att värma upp verket och överskottet levereras som fjärrvärme till Lidingö.

Tidigare normaldrift var seriedrift, d v s både primärslam och överskottsslam tillfördes till R100 och därefter vidare till R200. Men när primärslam blandades med överskottsslammet uppstod problem med skumning i R100. Under en period, 2002 – 2004, drevs rötkamrarna parallellt så att primärslam tillfördes R100 och överskottsslam tillfördes R200 men ingen överföring av slam från R100 till R200. Under denna period uppstod inga skumningsproblem.

4. METODER OCH MATERIAL

Den praktiska delen av examensarbetet kan delas in i tre olika projektdelar:

- kartläggning av rötkammardriften vid Käppalaverket
- satsvisa utrötningar av olika substrat
- kontinuerliga försök i labbskala

Syftet med kartläggningen av rötkammardriften på Käppalaverket var att få en bättre överblick av rötningsfunktionen samt att få data för att möjliggöra jämförelser med de kontinuerliga försöken i labbskala. De kontinuerliga försöken i labbskala syftade till att efterlikna processen på Käppalaverket, och för att i ett nästa steg undersöka processen vid förändrade processförhållanden, i det här fallet vid tillsats av restaurangavfall utöver primärslam. Syftet med de satsvisa utrötningförsöken var att bestämma mängden metangas respektive biogas som potentiellt kan produceras från ett visst substrat.

4.1 KARTLÄGGNING AV RÖTKAMMARDRIFTEN VID KÄPPALAVERKET

För att kartlägga rötkammardriften studerades ett antal parametrar hos primärslammet, överskottsslammet och reaktorinnehållet i rötkamrarna (tabell 2). Parametrarna togs fram med hjälp av databasen WASTE, som används på Käppalaverket för att lagra driftsdata. Utifrån dessa data beräknades sedan ytterligare parametrar av intresse (tabell 3). För primärslam är glödresten, GR_{PS} , analyserat på stickprov tagna en gång i veckan. Torrsubstansen, TS_{PS} , och flödet av primärslam, Q_{PS} , mäts kontinuerligt online. Överskottsslammet analyseras på samma sätt förutom att glödresten, $GR_{ÖS}$, före vecka 46 år 2004 är ett viktat medelvärde (baserat på att en tredjedel av flödet av överskottsslam kommer från den gamla delen av verket och två tredjedelar från den nya delen) från stickprov tagna i biosteget (innan överskottsslammet centrifugeras). I rötkamrarna mäts kontinuerligt biogasflöde, temperatur och nivå av reaktorinnehåll online. Glödrest och pH i reaktorinnehållet i rötkamrarna är baserat på stickprov. Före vecka 47 år 2004 mättes enbart den totala gasproduktionen från de båda rötkamrarna med en äldre mätare med sämre noggrannhet. Från och med vecka 47 mäts dock bildad gas från de båda rötkamrarna separat med nya mätare.

Tabell 2 Studerade parametrar i WASTE.

| | |
|----------------|--|
| Primärslam | TS_{PS} (% våtvikt), GR_{PS} (% TS_{PS}) och Q_{PS} (m^3/d) |
| Överskottsslam | $TS_{ÖS}$ (% våtvikt), $GR_{ÖS}$ (% $TS_{ÖS}$) och $Q_{ÖS}$ (m^3/d) |
| R100 | pH, temperatur ($^{\circ}C$), TS_{R100} (% våtvikt), GR_{R100} (% TS_{R100}), biogasflöde (Nm^3/d) och nivå (m) |
| R200 | pH, temperatur ($^{\circ}C$), TS_{R200} (% våtvikt), GR_{R200} (% TS_{R200}), biogasflöde (Nm^3/d) och nivå (m) |

Tabell 3 Beräknade parametrar med data från WASTE

| | |
|---------------|--|
| Primärslam | VS_{PS} (% våtvikt) |
| Överskottslam | $VS_{ÖS}$ (% våtvikt) |
| R100 | VS_{R100} (% våtvikt), HRT_{R100} (d), Reducering av VS_{R100} (%), SGP_{R100} (Nm^3 biogas/kg VS_{in}), Organisk belastning (kg $VS_{in,R100}/(m^3$ reaktor·d)) |
| R200 | VS_{R200} (% våtvikt), HRT_{R200} (d), Reducering av VS_{R200} (%), SGP_{R200} (Nm^3 biogas/kg VS_{in}), Organisk belastning (kg $VS_{in,R200}/(m^3$ reaktor·d)) |

4.2 BESKRIVNING AV ANVÄNDA SUBSTRAT

4.2.1 Primärslam

60 liter primärslam hämtades från Käppalaverket vecka 39 år 2004. Primärslammet portionerades i mindre förpackningar (1,5-5 liter) och ställdes i ett frysrum. Dessa mindre förpackningar togs sedan fram och tinades före användning i de olika försöken. Efter det att substratportionerna tinats förvarades de i ett kylrum (+4°C). TS-innehållet varierade mellan 5,5 och 6,2 % våtvikt och VS-innehållet varierade mellan 4,7 och 5,3 % våtvikt (bilaga 1). 80-90 % av TS i primärslammet motsvarade således organiskt material.

4.2.2 Överskottsslam

30 liter överskottsslam hämtades från Käppalaverket vid samma tillfälle som primärslammet hämtades. Överskottsslammet portionerades i mindre förpackningar (5 liter) och frystes i väntan på senare användning. Frysning av överskottsslammet ledde till en förändring av slammets fysiska karaktär. Efter tining var slammet ej homogent utan vattenfasen var separerad från övrigt material. Även efter omrörning sedimenterade snabbt stora flockar av partikulärt material. Av denna anledning användes det tinade överskottsslammet enbart till de kontinuerliga försöken. Till de satsvisa utrötningarna av överskottsslam hämtades 25 liter nytt överskottsslam från Käppalaverket under vecka 43 år 2004. Detta förvarades enbart i kylrum (+4°C). TS-innehållet i överskottsslammet varierade mellan 6,1 och 7,2 % våtvikt och VS-innehållet varierade mellan 3,8 och 4,5 % våtvikt. Det organiska innehållet motsvarade ca 60 % av TS.

4.2.3 Restaurangavfall

Avfallet kommer ursprungligen från restauranger, storkök och affärer i norra Stor-Stockholm. Vid Hagby Återvinningsanläggning komposteras det tillsammans med trädgårdsavfall (muntlig kommentar Inger Olsson, SÖRAB).

Ungefär 75 kg okomposterat restaurangavfall hämtades från Hagby under vecka 47 år 2004 och fördes till JTI:s pilotanläggning på Kungsängen i Uppsala. Där sorterades plast bort från avfallet manuellt och avfallet maldes sedan i en kvarn. Därefter fördelades det malda avfallet till fem hinkar om 20 liter vardera, som placerades i frysrum. Restaurangavfallet togs fram och tinades till de satsvisa utrötningarna och de

kontinuerliga försöken. För att möjliggöra uppvägning av små och homogena mängder av avfallet, som användes i de kontinuerliga försöken och i de satsvisa utrötningarna, homogeniserades det ytterligare med en hushållsmixer. TS-innehållet var 23,1 % våtvikt och VS-innehållet var 21,5 % våtvikt. Mer än 90 % av TS motsvarade organiskt material.

4.2.4 Vattenverksslam

Vattenverksslam kommer från Norrvattens anläggning Görvelverket. Vid Görvelverket används aluminiumsulfat som fällningskemikalie (muntlig kommentar Bertil Johansson, Norrvatten AB) och slammet som bildas består av organiskt material från råvattnet och aluminiumhydroxid (Starberg, 2002). Slammet pumpas sedan 1942 tillbaka till en intilliggande vik i mälaren. En undersökning har gjorts för att utreda lämplig behandling av vattenverksslammet (Starberg, 2002), där överföring till Käppalaverket är ett alternativ.

Vattenverksslam levererades från Norrvattens anläggning Görvelverket under vecka 49 år 2004 och placerades i kylrum (+4°C). Vattenverksslammet sedimenterade lätt och hade ett TS- och VS-innehåll om 0,23 respektive 0,10 % våtvikt. Vattenverksslammets goda sedimenteringsegenskaper utnyttjades för att koncentrera substratet. TS- och VS-innehållet efter sedimentation var 0,66 respektive 0,28 % våtvikt. Detta material användes i ett inledande utrötningförsök. För att ytterligare höja koncentrationen av organiskt material och för att därmed möjliggöra en minskning av volymen av tillsatt slam i försöken, centrifugerades det sedimenterade vattenverksslammet (10000 varv/min i tio minuter). TS- och VS-innehållet höjdes därmed till 5,11 respektive 2,19 % våtvikt. Efter centrifugeringen fick vattenverksslammet en ”pastalik” konsistens.

4.3 SATSVISA UTRÖTNINGAR

För att undersöka potentialen hos olika substrat med avseende på biogas- och metangasproduktion utfördes satsvisa utrötningar på primärslam, överskottsslam, vattenverksslam och restaurangavfall. För bestämning av biogaspotentialen hos primärslam och överskottsslam användes två olika metoder, batch och fed-batch. Anledningen till att två metoder användes var att kunna jämföra resultaten mellan metoderna. Fed-batchmetoden är en beprövad metod som använts tidigare på JTI (Edström, 1996), medan batchmetoden inte använts för utrötningförsök i samma utsträckning tidigare (muntlig kommentar Åke Nordberg, JTI).

4.3.1 Jämförelse av batchmetoden och fed-batchmetoden

När batchmetoden (Hansen et al, 2004) används vid utrötning av ett substrat innebär det att det till en ymp tillsätts ett substrat vid ett enda tillfälle. Sedan mäts gasutvecklingen över tiden på olika sätt, t ex med en tryckmätare eller uppsamling i en gaspåse. Denna typ av försök visar både den totala biogaspotentialen hos substratet och hur lång tid det tar innan den uppnås.

Fed-batchmetoden är annorlunda eftersom en viss mängd substrat tillsätts en ymp vid flera tillfällen. Detta innebär att fed-batchmetoden totalt omsätter en större mängd organiskt material. Gasutvecklingen kan sedan mätas över tiden med t ex en uppsamlings gaspåse. Denna typ av försök visar enbart den möjliga totala potentialen hos substratet, inte hur snabbt den uppnås. Fördelen med fed-batchmetoden är att större mängder av ett substrat kan tillsättas till ympen. Detta ger ett säkrare resultat då utrötningens graden av ett relativt heterogent material ska bestämmas.

4.3.2 Satsvisa utrötningar av primär- och överskottsslam med fed-batchmetoden

Vid utrötning med fed-batchmetoden användes sex stycken flaskor på vardera fem liter försedda med ett matningsrör och ett utlopp för gaspåsar (figur 5).

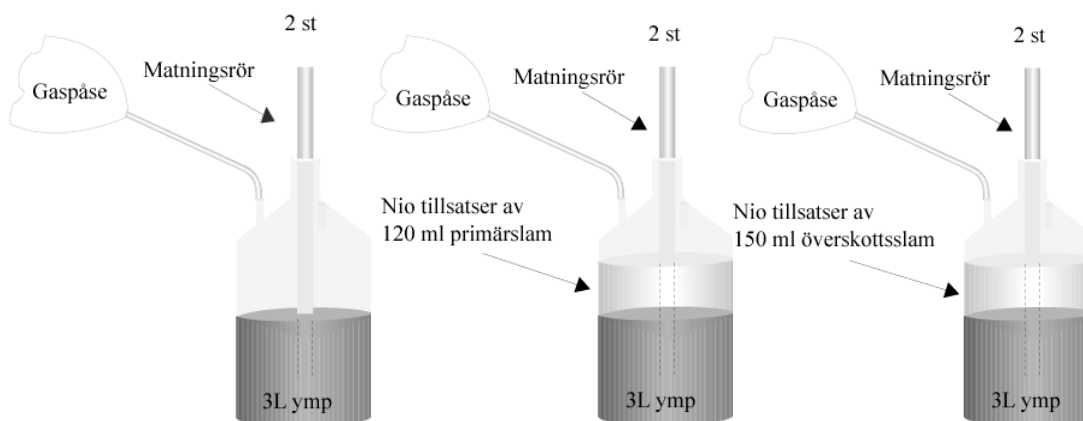


Fig. 5 Försöksuppställning fed-batchmetoden

Dessa flaskor fylldes med tre liter ymp från röt-kammaren R100 på Käppalaverket och sköljdes med kvävgas för att ta bort syret i atmosfären i flaskan. Två av flaskorna fungerade som kontroller för hur mycket gas som bildades enbart från ympmaterialet. Två av flaskorna matades med 120 ml primärslam vid nio tillfällen under tre veckor, motsvarande 6 g VS per tillfälle och 54 g VS totalt. De två sista flaskorna matades på samma sätt med 150 ml överskottsslam, motsvarande 6 g VS, per tillfälle och 54 g VS totalt. Vid varje matningstillfälle mättes pH och uppsamlad mängd biogas samt prover togs för analys av biogasens metaninnehåll (bilaga 3). Flaskorna inkuberades i ett rum där temperaturen hölls konstant 37°C. De enda gångerna de togs ut därifrån var vid matning och provtagning. Försöken avbröts efter totalt 77 dagar.

4.3.3 Satsvisa utrötningar av primär- och överskottsslam med batchmetoden

Vid utrötning med batchmetoden användes nio glasflaskor (1L) utrustade med en gummipropp och kapsyl (figur 6).

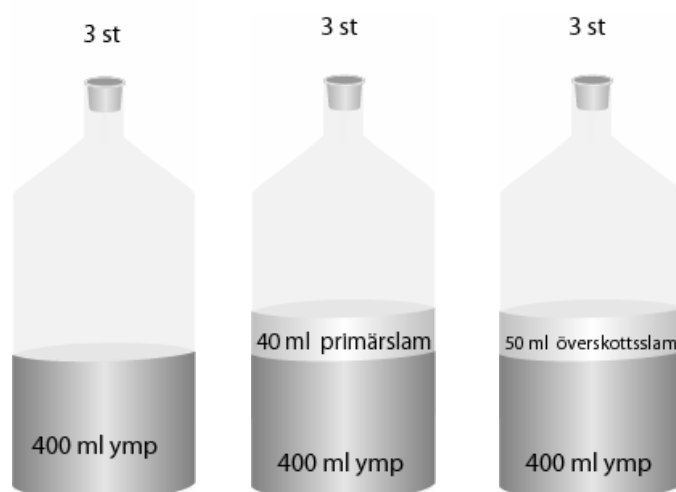


Fig. 6 Satsvis utrötning av primärslam och överskottsslam med batchmetoden

400 ml ymp från röttkammaren R100 överfördes till dessa flaskor samtidigt som de sköljdes med kvävgas. Tre av flaskorna användes sedan som kontroller för att kunna avgöra hur mycket gas som bildades från enbart ympmaterialet. Till tre flaskor tillsattes 40 ml primärslam och till de sista tre tillsattes 50 ml överskottsslam. Tillsatsen av primärslam och överskottsslam motsvarade en tillsats av totalt 2 g VS per flaska. Flaskorna inkuberades vid en konstant temperatur på 37°C. Alla mätningar på flaskorna skedde sedan i detta rum. För att följa biogasutvecklingen mättes sedan tryckutvecklingen med en digital tryckmätare (av märket Testo 312, mätområde 0-2000 mbar). Tryckmätningen skedde genom att mätaren infördes genom flaskornas gummipropp med hjälp av en kanyl. Metoden för omräkning av tryckökning till biogasproduktion redovisas i bilaga 2. Efter varje mätning utjämnades trycket i flaskorna till atmosfärstryck. För att kunna följa metanutvecklingen togs vid varje mätningstillfälle även 1 ml prov från gasfasen som fördes över till en 30 ml glasvial för senare analys med en gaskromatograf (metoden beskrivs i bilaga 3). Försöken avslutades efter totalt 40 dagar.

4.3.4 Satsvisa utrötningar av restaurangavfall med batchmetoden

Samma metod som beskrivs i 4.3.3 användes. 400 ml ymp från R100 tillsattes till sex flaskor som sköljdes med kvävgas. Tre flaskor användes som kontroller och till tre flaskor tillsattes 10 g restaurangavfall motsvarande 2 g VS per flaska. Både biogasproduktion och metangasproduktion följdes. Försöken avslutades efter totalt 46 dagar.

4.3.5 Satsvisa utrötningar av sedimenterat vattenverksslam med batchmetoden

Detta försök samkördes med försöken i 4.3.4 och samma kontrollflaskor användes som referenser. Samma experimentella upplägg som beskrivs i 4.3.3 användes. Till tre flaskor tillsattes 400 ml ymp från R100 och 340 ml sedimenterat vattenverksslam motsvarande 2 g VS. I detta försök följdes enbart biogasproduktionen, inga analyser av metaninnehållet i biogasen gjordes. På grund av den stora mängden vattenverksslam som tillsattes (340 ml) fanns en risk för en hämmande effekt av syretillförsel. Av denna anledning gjordes ett nytt försök med ett mer avvattnat (centrifugerat) vattenverksslam (se 4.3.6). Försöken avslutades efter totalt 46 dagar.

4.3.6 Satsvisa utrötningar av centrifugerat vattenverksslam med batchmetoden

Samma upplägg som beskrivs i 4.3.3 användes. Sex flaskor användes, alla med 400 ml ymp från R100, varav tre användes som kontroller. Till resterande tre flaskor tillsattes 50 g centrifugerat vattenverksslam, motsvarande 1,1 g VS. Både biogasproduktion och metangasproduktion följdes. Försöken pågick i totalt 37 dagar.

4.4 KONTINUERLIGA FÖRSÖK

För att efterlikna driften av röttkamrarna vid Käppalaverket genomfördes kontinuerliga försök i laboratorieskala under 17 veckor (117) dagar.

Försöksuppställningen illustreras i figur 7. Försöket bestod av två stycken röttkammare, RK1 och RK2, placerade i ett vattenbad med en konstant temperatur av 34°C. Röttkamrarna hade en total volym av 5L vardera. RK1 fylldes, under flushning med kvävgas, med 4L ymp från R100 och RK2 fylldes med 4L ymp från R200 på Käppalaverket. Till både RK1 och RK2 var gaspåsar kopplade för att fånga upp den gas som bildades. RK1 matades en gång per dygn med primärslam från Käppalaverket och

RK2 matades också den en gång per dygn, med det som togs ut från RK1 vid matning och med överskottsslam från Käppalaverket. Båda röt kamrarna hade intermitterande omrörning, fem minuters gångtid och 15 minuters vila. Under matningsprocessen, som tog cirka 45 minuter, var dock omrörningen på hela tiden.

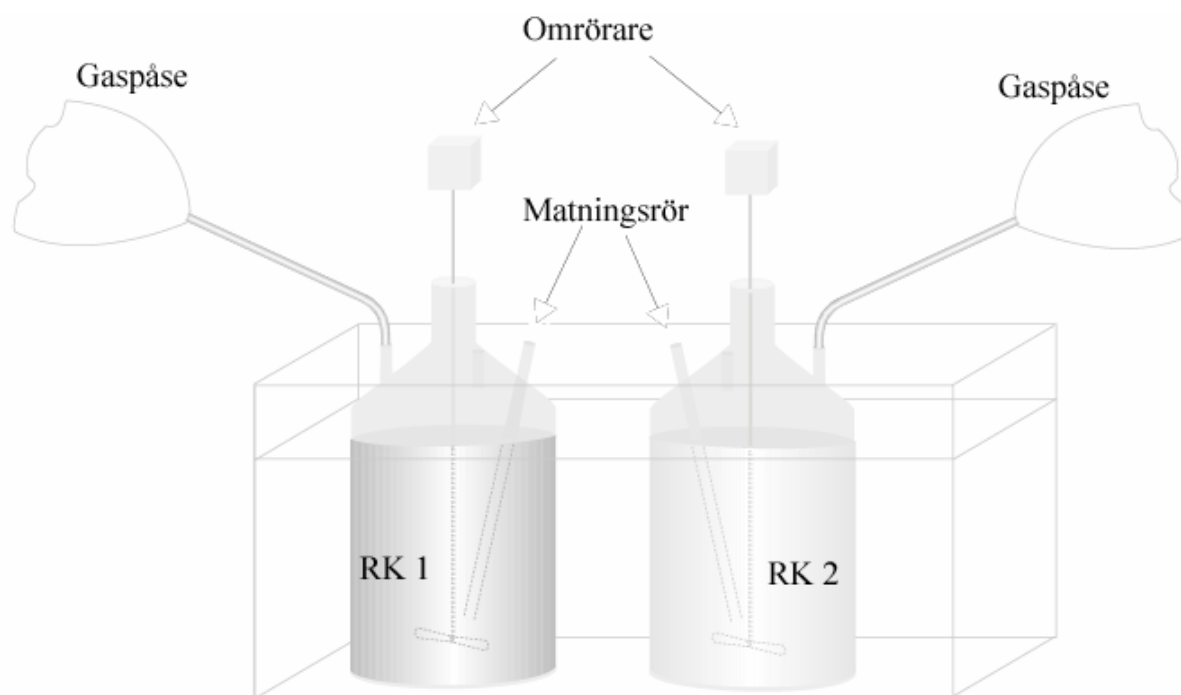


Fig. 7 Försöksupställning för kontinuerliga försök

Vid varje matningstillfälle mättes bildad mängd biogas och koldioxidhalten i biogasen (bilaga 7). Utöver detta så mättes biogasens metaninnehåll vid 14 tillfällen (bilaga 3) under de 17 veckorna försöket pågick. Prover för bestämning av TS (% våtvikt) och VS (% våtvikt) togs på RK2 vid 13 tillfällen (bilaga 1). På RK1 togs prover för analys av TS och VS endast vid fem tillfällen, eftersom i stort sett allt som togs ut ifrån RK1 överfördes som substrat till RK2. Matning av röt kamrarna skedde minst sex gånger i veckan, med dubbelmatning den sjätte dagen. Innan matningen med restaurangavfall påbörjades (dag 78) matades processen dock sju dagar i veckan för att biogasproduktionen skulle hållas på en jämn nivå.

Försöket delades in i tre delar: uppstart av försöket, drift lik Käppalaverkets drift och drift med tillsats av restaurangavfall.

4.4.1 Uppstart av de kontinuerliga försöken

För att inte riskera att processen skulle bli instabil under uppstartsperioden (dag 1-35) sänktes uppehållstiden successivt från 27,6 dagar till 20,2 dagar i RK1 och från 18,5 dagar till 14,2 dagar i RK2. Den organiska belastningen på RK 1 ökades under perioden från 2,0 till 2,6 g VS/L reaktorinnehåll och dygn. Den organiska belastningen på RK 2 ökades under samma period från 1,5 till 2,0 g VS/L reaktorinnehåll och dygn.

4.4.2 Kontinuerliga försök med drift liknande Käppalaverket

Vid ingången på den här perioden (dag 36-77) sänktes uppehållstiderna i RK 1 och RK 2 ytterligare till 17,3 respektive 12 dagar och hölls under resten av perioden på samma

nivå. På samma sätt ökades belastningen på RK 1 och RK 2 till 3,0 respektive 2,4 g VS/L reaktorinnehåll och dygn.

4.4.3 Kontinuerliga försök med tillsats av restaurangavfall

Under den här perioden (dag 78-117) tillsattes lika mycket primärslam och överskottsslam till reaktorerna som i 4.4.2. Dessutom tillsattes också restaurangavfall till RK 1. Detta innebar att uppehållstiderna sänktes något ytterligare till 16,9 respektive 12,0 dagar i RK1 och RK 2. Tillsatsen av restaurangavfall beräknades genom antagandet att Käppalaverket skulle ta emot ca 10 ton restaurangavfall per dygn (motsvarande 2,15 ton VS). Tillsatsen av restaurangavfall innebar att den organiska belastningen på RK 1 och RK 2 ökade till 3,3 respektive 2,5 g VS/L reaktorinnehåll och dygn.

4.5 TVÄTTNING AV RESTAURANGAVFALL MED INKOMMANDE AVLOPPSVATTEN

Ett tänkbart sätt att föra restaurangavfallet till Käppalaverket är att ha en eller flera stationer utmed avloppsledningsnätet där restaurangavfallet mals ned med avfallsskvarn och tillförs avloppsledningen. För att bedöma graden urlakning, med avseende på COD och totalkväve, av restaurangavfallet vid transport med inkommande avloppsvatten genomfördes ett enkelt försök där restaurangavfallet blandades (tvättades) med avloppsvattnet. Försöken genomfördes på Käppalaverkets analyslab.

Till en femliters bägare (figur 8) tillsattes först 500 g restaurangavfall och därefter 4 liter inkommande avloppsvatten.

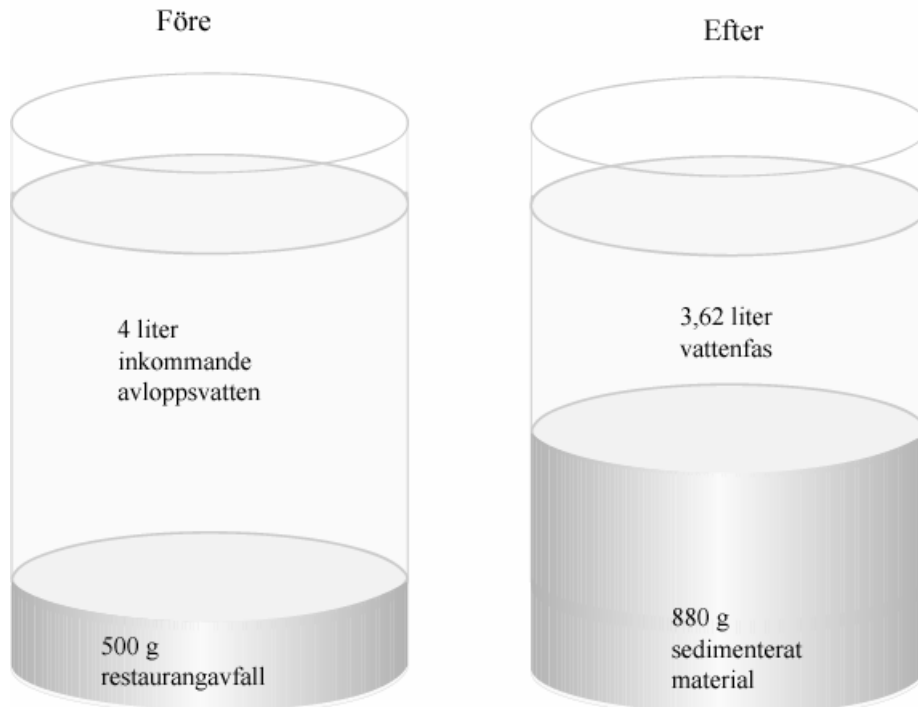


Fig. 8 Tvättning av restaurangavfall med inkommande avloppsvatten, före och efter ombländning

Det inkommande avloppsvattnet blandades med restaurangavfallet genom manuell omrörning under 10 minuter. Därefter fick blandningen stå utan påverkan i ungefär 3,5 timmar. När det omblandade inkommande avloppsvattnet hade stått i 3,5 timmar hade ett lager med slam sedimenterat i botten på bågaren (figur 8). Ovanpå slamlagret var det en grumlig vätskefas och vid ytan på bågaren fanns ett fettlager. Vätskefasen avlägsnades och homogeniserades, det var dock svårt att få med det fettlager som hade bildats efter omblandningen. Analyser gjordes med avseende på TS, VS, COD och totalkväve (bilaga 4).

4.6 ANALYSER

TS och VS analyser utfördes enligt Standard Methods, for the examination of water and wastewater, 19th edition 1995. Metaninnehållet i tagna prover analyserades på en gaskromatograf av märket Chrompack model CP 9001, med Kolonn Hayesep-R, 2,5 m x 1/8" och flamjoniserande detektor (FID). Injektortemperatur och detektortemperatur var 125°C respektive 250°C. Helium användes som bärargas vid ett flöde på 18 ml/min.

5. RESULTAT

5.1 KARTLÄGGNING AV RÖTKAMMARDRIFTEN VID KÄPPALAVERKET

I tabell 4 redovisas en sammanställning av resultaten från kartläggningen av rötkammardriften med avseende på pH, uppehållstid, organisk belastning, reduktion av VS och specifik gasproduktion, SGP. I bilaga 5 redovisas resultaten mer ingående.

Tabell 4 Sammanfattning av resultaten från kartläggningen av rötkammardriften vid Käppalaverket

| | <i>R100</i> | <i>R200</i> | <i>Totalt</i> |
|--|-------------|-------------|---------------|
| pH | 7,1-7,2 | 7,3-7,4 | - |
| Uppehållstid (d) | 16-20 | 11-15 | 27-35 |
| Organisk belastning (kgVS/(m ³ reaktorinnehåll·d)) | 2,0-2,9 | 1,5-2,0 | - |
| VS-reduktion (%) | 60-70 | 13-27 | 50-60 |
| SGP (Nm ³ /kg VS _{in}) | 0,55-0,60 | 0,20-0,25 | 0,50-0,55 |
| Volumetrisk biogasproduktion (Nm ³ /(m ³ reaktorvolym·d)) | 1,40-1,60 | 0,40-0,50 | 0,91-1,04 |

5.2 SATSVISA UTRÖTNINGAR

Resultaten med avseende på biogas- och metangasproduktion från de satsvisa försöken med primärslam, överkottsslam och restaurangavfall redovisas i följande avsnitt som medelvärdet av de tre paralleller (två paralleller med fed-batchmetoden) som användes vid försöken. Resultaten presenteras som producerad mängd gas per tillsatt mängd organiskt material ($\text{Ndm}^3/\text{g VS}$) där bakgrundsproduktionen av gas från ympen (kontrollerna) är borträknad. För försöken med vattenverksslammet redovisas resultaten som medelvärdet av total biogas- och metangasproduktion för både parallellerna med tillsats av vattenverksslam och kontrollerna.

5.2.1 Satsvisa utrötningar av primär- och överskottsslam med fed-batchmetoden

Under de 18 första dagarna (18:e dagen markerat med en vertikal linje i figur 9 och 10) tillsattes primärslam respektive överskottsslam vid nio tillfällen, därav dynamiken i början av försöken. Analys av mängd producerad gas (figur 9) visar att primärslammet har en potentiell metanproduktion på $0,38 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}$ och en potentiell biogasproduktion på $0,63 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}$

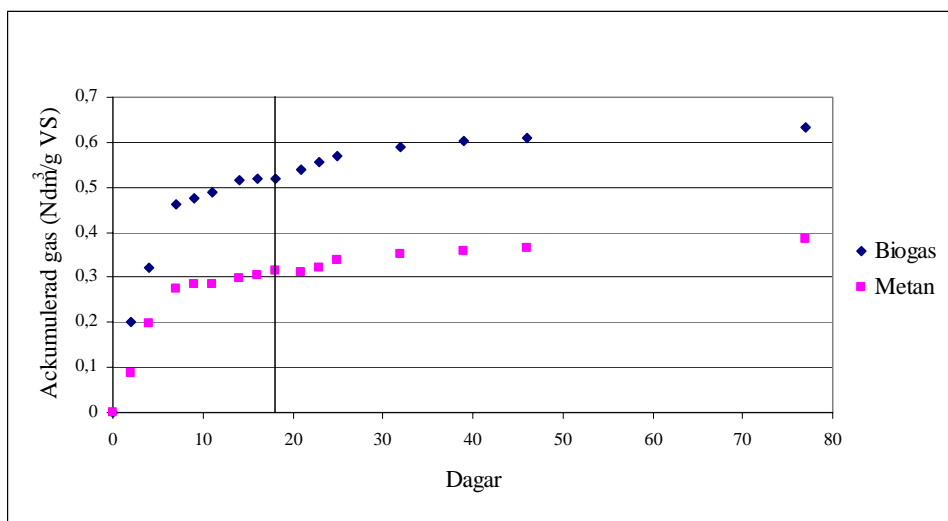


Fig. 9 Satsvis utrötning av primärslam med fed-batchmetoden

Försöken med överskottsslammet (figur 10) visade en total potentiell produktion av metangas med $0,14 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}$ och en potentiell biogasproduktion på $0,29 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}$.

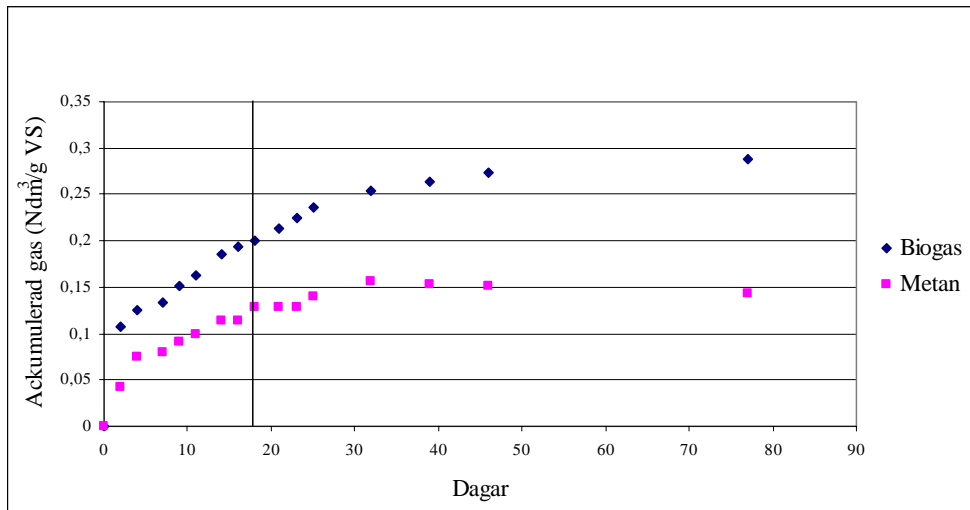


Fig. 10 Satsvis utrötning av överskottsslam med fed-batchmetoden

5.2.2 Satsvisa utrötningar av primär- och överskottsslam med batchmetoden

Resultaten från de satsvisa utrötningarna med primärslam (figur 11) visar att den potentiella biogasproduktionen efter 40 dagar enligt denna metod var $0,62 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}$ och den potentiella metanproduktionen var vid samma tidpunkt $0,35 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}$.

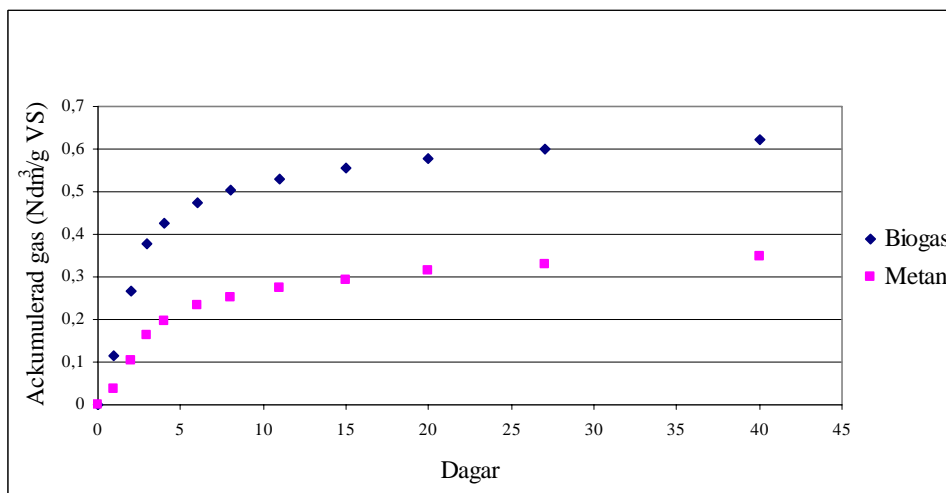


Fig. 11 Satsvis utrötning av primärslam med batchmetoden

Resultaten från den satsvisa utrötningen av överskottsslam med batchmetoden (figur 12) visar att den totala biogasproduktionen med denna metod stannade på $0,31 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}$ och den totala metangasproduktionen stannade på ca $0,16 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}$ efter 40 dagar.

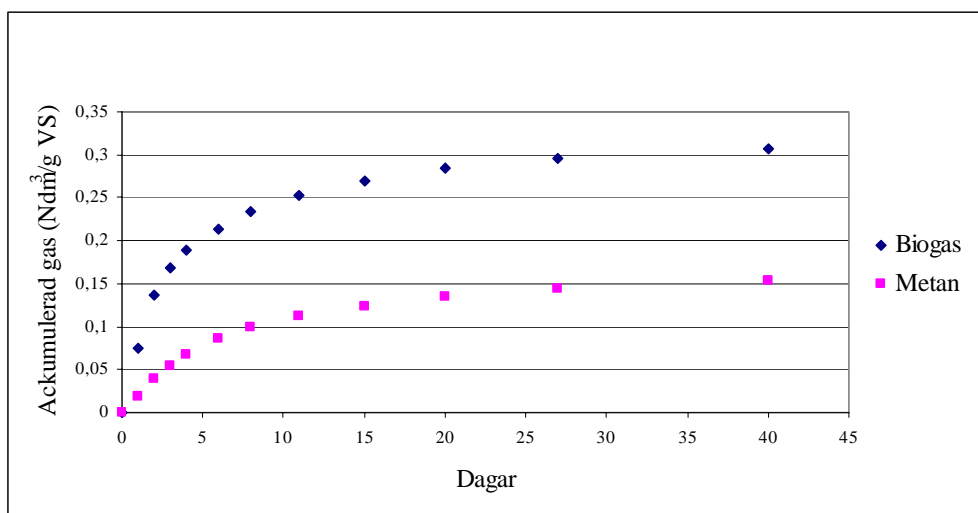


Fig. 12 Satsvis utrötning av överskottsslam med batchmetoden

5.2.3 Satsvisa utrötningar av restaurangavfall med batchmetoden

Resultaten från satsvis utrötning av restaurangavfall med batchmetoden (figur 13) visade att den potentiella biogasproduktionen var 0,81 Ndm³/g VS och den potentiella metangasproduktionen var 0,38 Ndm³/g VS efter 47 dagar. Större delen av restaurangavfallet omsattes till biogas efter 10 dagar.

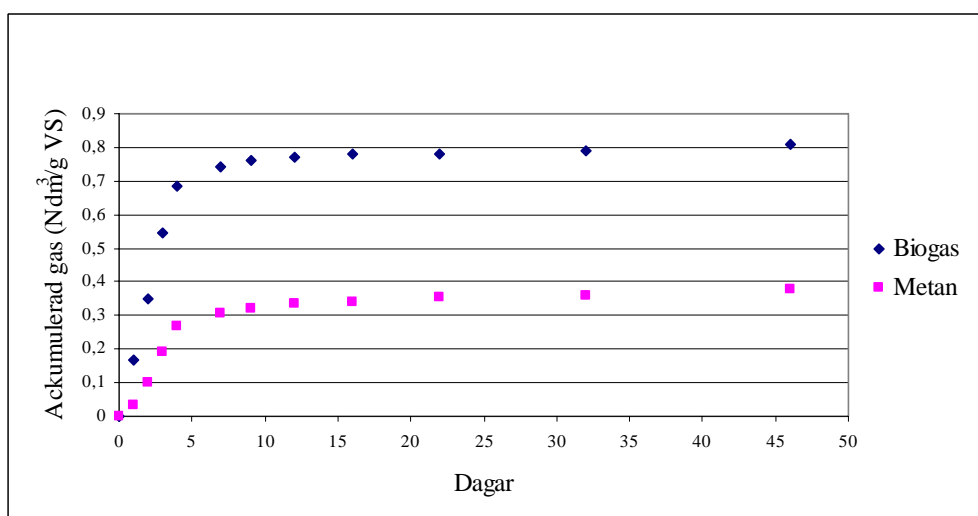


Fig. 13 Satsvis utrötning av restaurangavfall med batchmetoden

5.2.4 Satsvisa utrötningar av sedimenterat vattenverksslam med batchmetoden

När dessa försök påbörjades noterades att flaskorna med tillsats av vattenverksslam producerade mindre gas än kontrollflaskorna med bara ymp (figur 14). På grund av den dåliga produktionen av gas gjordes inga provtagningar avseende metaninnehållet i gasen.

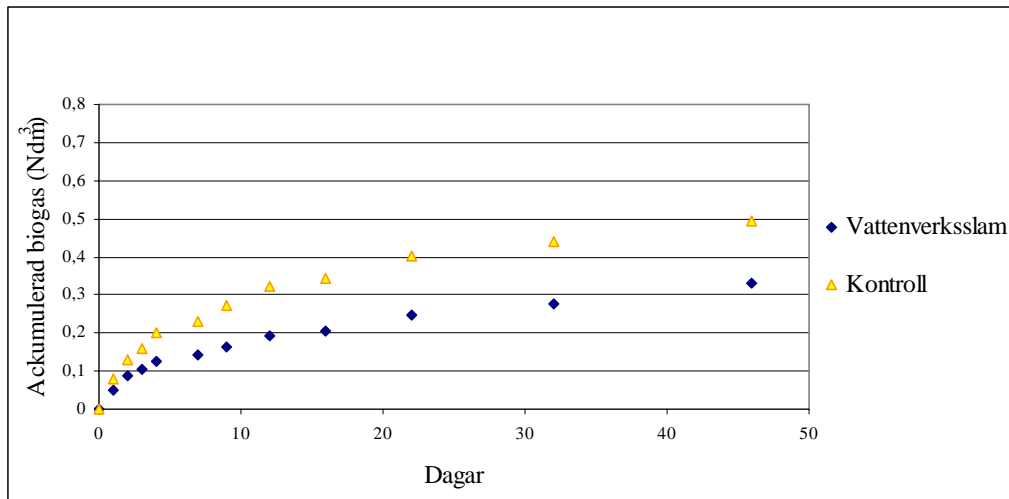


Fig. 14 Total biogasproduktion för sedimenterat vattenverksslam med batchmetoden.

5.2.5 Satsvisa utrötningar av centrifugerat vattenverksslam med batchmetoden

Figur 15 visar att under de tre första dagarna av försöket är biogasproduktionen för det centrifugerade vattenverksslammet och kontrollen på samma nivå. Med tiden produceras dock mer biogas från kontrollen än från vattenverksslammet. Efter 37 dagars inkubation erhålls biogasproduktionen 0,69 Ndm³ för kontrollen och 0,57 Ndm³ för vattenverksslammet. Detta innebär att det inte går att redovisa ackumulerad biogasproduktion per tillsatt mängd VS.

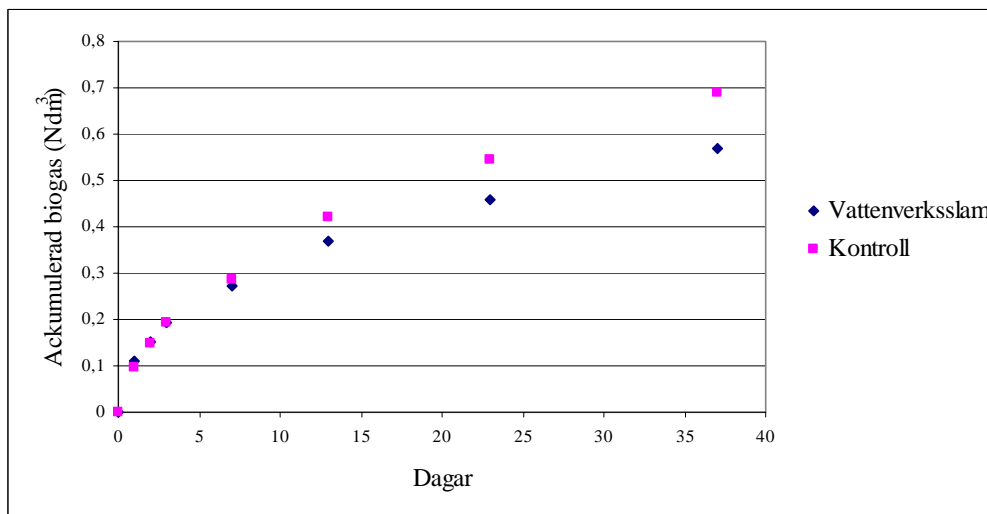


Fig. 15 Total biogasproduktion för centrifugerat vattenverksslam med batchmetoden

Liknande resultat fås för metanproduktionen (figur 16). De tre första dagarna går det inte att urskilja någon skillnad mellan kontrollen och vattenverksslammet, sedan ökar dock skillnaden mer och mer. I slutet av försöket når metanproduktionen upp till 0,13 Ndm³ för vattenverksslammet jämfört med 0,17 Ndm³ för kontrollen.

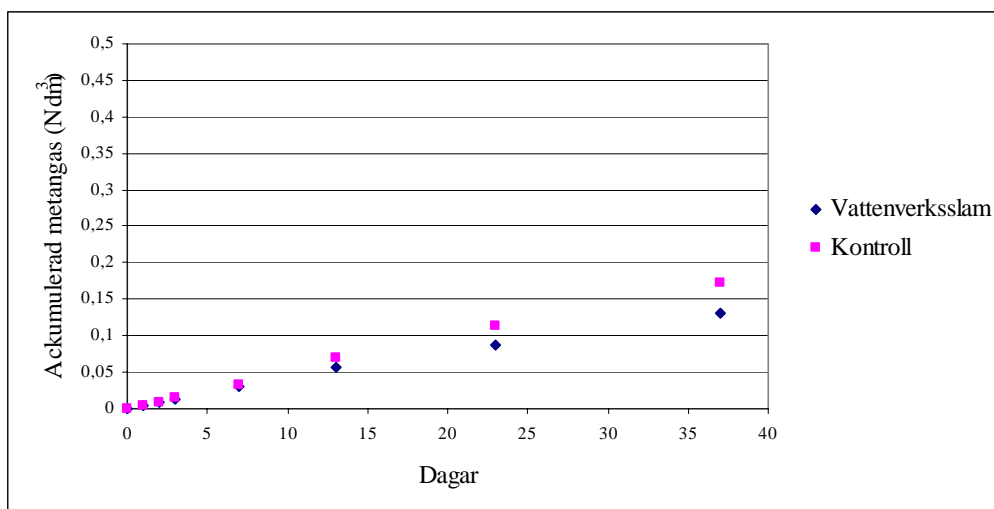


Fig. 16 Total metangasproduktion för centrifugerat vattenverksslam med batchmetoden

5.3 KONTINUERLIGA FÖRSÖK

De kontinuerliga processerna uppvisade stabila värden för pH, producerad koldioxid och biogasens metaninnehåll under hela försöksperioden (inklusive uppstartsfasen). Alla parametrar höll sig inom de intervall som redovisas i sammanställningen i tabell 5 trots förändrade betingelser för processen. I bilaga 6 redovisas resultaten mer ingående.

Tabell 5 pH, koldioxid och metaninnehåll i RK1 och RK2 i de kontinuerliga försöken (hela försöksperioden)

| | <i>RK 1</i> | <i>RK 2</i> |
|-------------------|-------------|-------------|
| pH | 7,2 | 7,4 |
| Koldioxid (%) | 35-40 | 33-35 |
| Metaninnehåll (%) | 55-65 | 60-70 |

I RK 1 är pH stabilt kring 7,2 och i RK 2 kring 7,4. Detta stämmer väl överens med data från driften på Käppalaverket (jfr tabell 4). Koldioxidinnehållet i bi gasen var något lägre i RK 2 än i RK 1. Detta stämmer väl överens med att metaninnehållet i bi gasen var högre i RK 2 än i RK 1.

I figurerna 17 och 18 redovisas resultaten avseende den volumetriska och den specifika gasproduktionen uppmätt i det kontinuerliga försöket. Resultaten specificeras sedan i avsnitten 5.3.1 till 5.3.3.

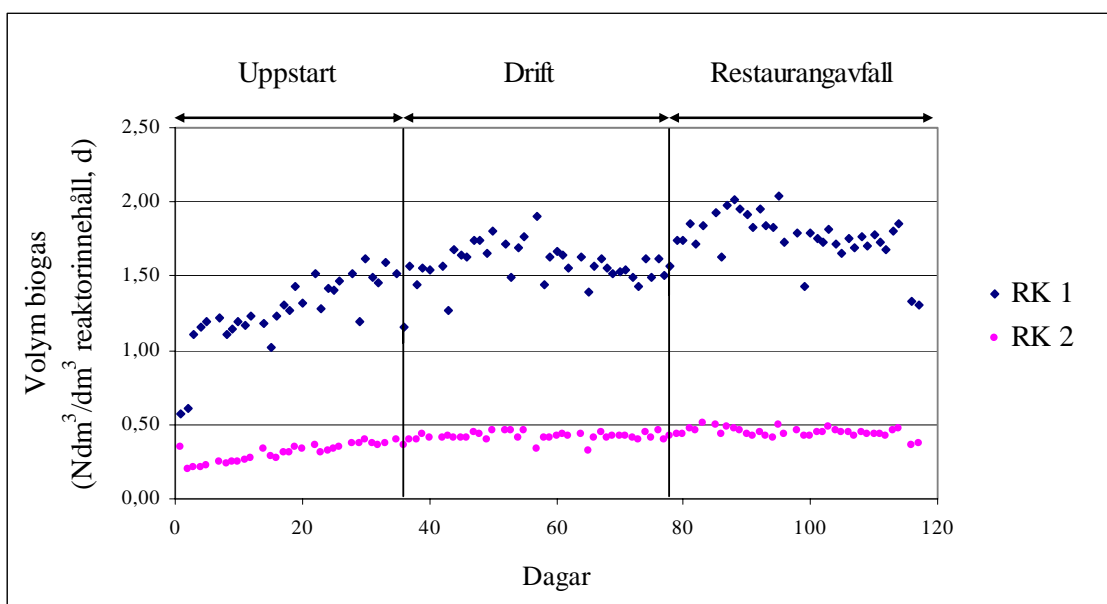


Fig. 17 Volumetrisk biogasproduktion per dygn i RK 1 och RK2 under hela försöksperioden (117 dagar)

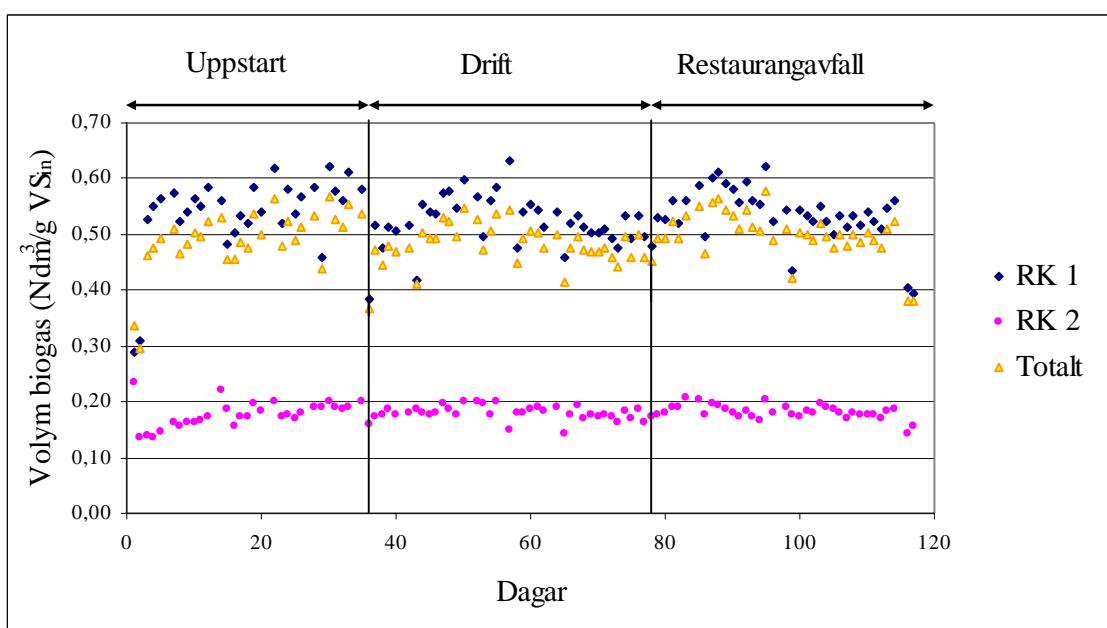


Fig. 18 Specifik gasproduktion i RK 1, RK 2 och totalt under hela försöksperioden (117 dagar)

5.3.1 Upstart av de kontinuerliga försöken

Under uppstartsperioden, dag 1 till 36 (markerad med den första vertikala linjen i figur 17 och 18), framgår det att den volumetriska biogasproduktionen i både RK1 och RK 2 ökade i takt med att belastningen ökade. Även den specifika gasproduktionen i RK 1 ökade till uppemot $0,60 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}_{\text{in}}$ mot slutet av perioden. Tendensen för SGP totalt samt SGP i RK 2 var densamma fast på en något lägre nivå, $0,55$ respektive $0,20 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}_{\text{in}}$.

5.3.2 Kontinuerliga försök med drift liknande Käppalaverket

Från dag 36 till dag 78 (markerad med den andra vertikala linjen i figuren) fortsatte biogasproduktionen att öka till en början i RK 1 för att sedan stabilisera sig på en nivå kring $1,54 \text{ Ndm}^3/\text{dm}^3$ reaktorinnehåll och dygn (medelvärde). En intressant observation är att två dagar efter de dubbelmatningar som gjordes minskade den volumetriska gasproduktionen markant. Dessa motsvarar de enstaka lägre värdena av gasproduktionen i figur 17. Biogasproduktionen i RK 2 följde samma trend som RK 1 (dock inte lika tydligt) och stabiliserade sig runt $0,42 \text{ Ndm}^3/\text{dm}^3$ reaktorinnehåll och dygn.

Resultaten för den specifika gasproduktionen i RK 1 visar att när belastningen ökade så ökade även den specifika gasproduktionen till en början för att sedan stabilisera sig kring ett medelvärde på $0,51 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}_{\text{in}}$. Tendensen för SGP totalt samt för SGP i RK 2 var densamma fast på en något lägre nivå. Medelvärdena vid stabila förhållanden motsvarade $0,47 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}_{\text{in}}$ för SGP totalt och $0,18 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}_{\text{in}}$ för SGP i RK 2.

5.3.3 Kontinuerliga försök med tillsats av restaurangavfall

Dag 78 (markerad med den andra vertikala linjen i figur 17 och 18) påbörjades matningen med restaurangavfall i RK1 och fortsatte ända till dag 117. Direkt efter det att matningen påbörjades ökade den volumetriska biogasproduktionen i RK 1 till uppemot $2 \text{ Ndm}^3/\text{dm}^3$ reaktorinnehåll och dygn, men gick efter ett tag ned och stabiliserade sig kring $1,73 \text{ Ndm}^3/\text{dm}^3$ reaktorinnehåll och dygn (medelvärde). Ökningen, jämfört med tillsats av enbart primärslam, motsvarade ungefär $0,20 \text{ Ndm}^3/\text{dm}^3$ reaktorinnehåll och dygn, dvs. en ökning av biogasproduktionen med ca 12 %. I RK 2 ökade den volumetriska gasproduktionen under samma period till $0,50 \text{ Ndm}^3/\text{dm}^3$ reaktorinnehåll och dygn till en början för att sedan stabiliseras vid en gasproduktion av ungefär $0,45 \text{ Ndm}^3/\text{dm}^3$ reaktorinnehåll och dygn. Det bör dock påpekas att denna trend inte var lika tydlig som ökningen av gasproduktion i RK 1 och att resultaten bör tolkas med en viss försiktighet.

SGP i RK 1 ökade initialt uppemot $0,60 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}_{\text{in}}$, för att sedan sjunka till en nivå strax över $0,50 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}_{\text{in}}$. För SGP totalt såg utvecklingen likartad ut med en ökning till ca $0,55 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}_{\text{in}}$ till en början för att sedan sjunka till ett medelvärde på $0,50 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}_{\text{in}}$. SGP i RK 2 steg också till en början men sjönk sedan till samma nivå som tidigare, $0,18 \text{ Ndm}^3/\text{g VS}_{\text{in}}$.

5.4 TVÄTTNING AV RESTAURANGAVFALL MED INKOMMANDE AVLOPPSVATTEN

Tvättning av restaurangavfall visade att en stor andel organiskt material löste sig i vattnet (figur 19). Resultaten visar dock att den totala mängden av både COD och totalkväve före och efter omblandning inte stämmer överens.

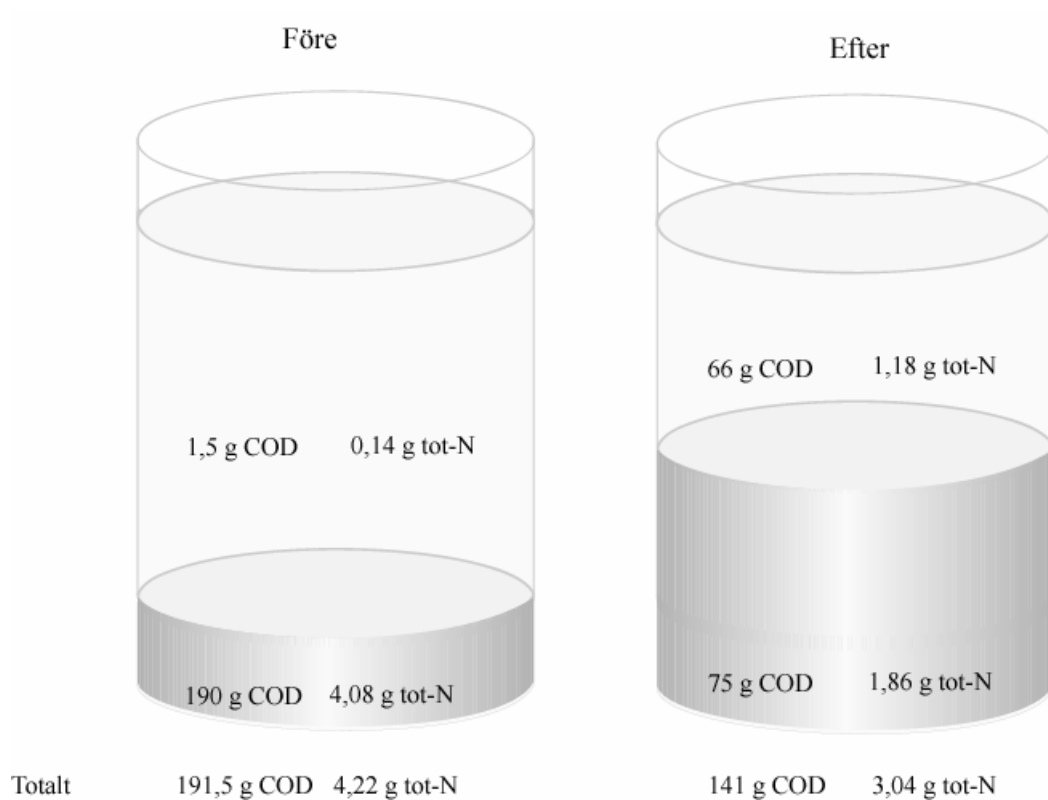


Fig. 19 Massbalans av COD och totalkväve före och efter omblandning i femlitersbägaren

6. DISKUSSION

6.1 SATSVISA UTRÖTNINGAR

De satsvisa utrötningarna av primärslam och överskottsslam visade att fed-batchmetoden och batchmetoden gav liknande resultat med avseende på den totala potentialen för både biogas- och metangasproduktion. Att de båda metoderna ger liknande resultat styrker dels att resultaten är pålitliga och att batchmetoden fungerar väl, och därmed är lämplig för att bestämma potentiell biogas- och metangasproduktion hos ett substrat. Fördelen med batchmetoden är att det är möjligt att studera hur snabbt substratet omsätts i biogasprocessen, vilket är intressant att veta vid en jämförelse med den uppehållstid en viss process har, eftersom uppehållstiden bör vara tillräckligt lång så att substratet kan omsättas. En annan fördel är att arbetsbelastningen med batchmetoden är mindre då substratet tillsätts vid ett tillfälle och försöken inte behöver pågå lika länge som med fed-batchmetoden.

6.1.1 Primärslam

Resultaten med batchmetoden visar att efter 15- 20 dagar efter det att försöken sattes igång var den ackumulerade biogasproduktionen mellan 0,55 och 0,60 Nm³/g VS (figur 11). Upphållstiden i R100, dit primärslammet tillsätts, var mellan 15 och 20 dagar under den period som kartläggningen av driften vid Käppalaverket ägde rum. Under den tiden var den specifika gasproduktionen i R100 mellan 0,55 och 0,60 Nm³/kg

VS_{in}. Detta innebär att det finns en mycket god överensstämmelse mellan försöken utförda i lab-skala och den verkliga driften vid Käppalaverket. Dessutom tyder resultaten på att större delen av den potentiella biogasproduktionen hos primärslammet (0,62 Ndm³/g VS efter 40 dagar) utnyttjas i R100 och att en ökad uppehållstid enbart skulle ge en marginell ökning av biogasproduktionen.

6.1.2 Överskottsslam

Upphållstiden i R200 på Käppalaverket var under tiden för kartläggningen mellan 11 och 15 dagar och den specifika gasproduktionen varierade mellan 0,22 och 0,25 Nm³/kg VS_{in}. Den specifika gasproduktionen är dock beräknad på att den organiska belastningen på R200 är ungefär lika stor från materialet från R100 som från överskottsslammet. Därför kan ingen direkt jämförelse göras mellan producerad biogas efter 11-15 dagar och den specifika gasproduktionen. Från den satsvisa utrötningen av överskottsslam framgår det att den ackumulerade biogasproduktionen efter 11-15 dagar var omkring 0,25-0,27 Ndm³/g VS (figur 12). Detta tyder på att överskottsslammet bidrar till biogasproduktionen i R200, hur stor del det bidrar med är dock osäkert eftersom R200 också belastas med material från R100 som inte är fullständigt utrotat.

6.1.3 Restaurangavfall

Den potentiella metangasproduktionen för restaurangavfall (0,38 Ndm³/g VS efter 47 dagar) är något lägre än i andra undersökningar som gjorts (Cecchi *et al* (2003), Edström (1996), Svärd (2003)) där den potentiella metangasproduktionen för hygieniserat restaurangavfall anges vara mellan 0,45 och 0,49 Ndm³/g VS. Att resultaten skiljer sig från tidigare undersökningar kan bero på att sammansättningen mellan olika avfall kan variera en del. Det kan även bero på att restaurangavfallet som undersöktes i det här examensarbetet inte hygieniserades, eftersom restaurangavfallet antagligen inte skulle hygieniseras om det skulle tas emot av Käppalaverket. Försöken visar också att restaurangavfallet lämpar sig väl för rötning och att det omsätts snabbt i biogasprocessen.

De erhållna resultaten visar vilken metangasproduktion som är möjlig om restaurangavfallet tillförs direkt till R100. Om en årlig belastning av 3500 ton restaurangavfall skulle tillföras till R100 skulle det kunna bidra med ca 590 000 Nm³ biogas varav 255 000 Nm³ är metangas per år, förutsatt att uppehållstiden är mellan 15 och 20 dagar då resultaten visar på en ackumulerad biogas- och metangasproduktion om ungefär 0,78 respektive 0,38 Ndm³/g VS (figur 13). Denna extra produktion skall då ställas i förhållande till att det årligen produceras ungefär 5 400 000 Nm³ biogas varav mellan 60 och 70 procent är metangas, vilket motsvarar en årsproduktion av 3 240 000 till 3 780 000 Nm³ metangas. Ökningen av metangasproduktionen är således i storleksordningen 7-8 procent. Ökningen av biogasproduktionen genom tillsats av restaurangavfall skulle då motsvara ca 11 %.

6.1.4 Vattenverksslam

Tillsats av vattenverksslam gav en lägre total metan- och biogasproduktion än vad som erhöles från enbart ympmaterial. Detta gäller för såväl det sedimenterade som det centrifugerade vattenverksslammet. Detta indikerar att vattenverksslammet har en hämmande effekt. Vid försöken med sedimenterat vattenverksslam kan denna hämmande effekt bero på en utspädningseffekt kombinerat med en eventuell tillförsel av syre löst i vattenfasen av vattenverksslammet. Eftersom de fysiska egenskaperna förändrades när vattenverksslammet centrifugerades är det svårt att säkert dra slutsatsen

att vattenverksslammet har en hämmande effekt på biogasprocessen, även om de båda försöken i sig talar för att det finns en hämmande effekt. Resultaten visar dock klart och tydligt att det vattenverksslam som undersöktes inte ger något tillskott till biogasproduktionen. En annan faktor som talar för att det finns en hämmande effekt på biogasprocessen är att vid tillsatsen av aluminiumsulfat som fällningskemikalie vid vattenreningsverket så frigörs sulfatjoner till vattenfasen. Närvaro av sulfatjoner leder till aktivering av sulfatreducerande bakterier som konkurrerar med metanogenerna, som omvandlar acetat till metan, om substrat (Zehnder, 1988). Resultatet av den här konkurrensen om substrat leder till att det bildas vätesulfid (H_2S) istället för metan.

6.2 KONTINUERLIGA FÖRSÖK

Tabell 6 visar en jämförelse mellan de kontinuerliga försöken vid stabila förhållanden och driften vi Käppalaverket.

Tabell 6 Jämförelse mellan driften på Käppalaverket och de kontinuerliga försöken under stabila förhållanden

| | <i>R100</i> | <i>R200</i> | <i>Totalt (R100, R200)</i> | <i>RK 1</i> | <i>RK 2</i> | <i>Totalt (RK 1, RK 2)</i> |
|--|-------------|-------------|--------------------------------|-------------|-------------|--------------------------------|
| Uppehållstid (d) | 16-20 | 11-15 | 27-35 | 17,3 | 12,2 | 29,5 |
| Organisk belastning (kgVS/(m ³ reaktorinnehåll·d)) | 2,0-2,9 | 1,5-2,0 | - | 3,0 | 2,4 | - |
| SGP (Nm ³ /kg VS _{in}) | 0,55-0,60 | 0,20-0,25 | 0,50-0,55 | 0,51 | 0,18 | 0,47 |
| Volumetrisk biogasproduktion (Nm ³ /(m ³ reaktorvolym·d)) | 1,40-1,60 | 0,40-0,50 | 0,91-1,04 | 1,54 | 0,42 | 0,98 |

Jämförs resultaten från de kontinuerliga försöken med resultaten från kartläggningen av driften vid Käppalaverket framgår det att vid stabila förhållanden var SGP för de kontinuerliga försöken generellt något lägre än vid Käppalaverket. Men överensstämmelsen mellan laboratorieförsöken och den verkliga driften bör ändå anses som mycket god.

Resultaten från de kontinuerliga försöken med tillsats av restaurangavfall visade att den volumetriska biogasproduktionen ökade med ca 12 %. Detta stämmer bra överens med resultaten från den satsvisa utrötningen av restaurangavfall som visade att en ökning av biogasproduktionen med 11 % vid Käppalaverket är möjlig vid tillsats av restaurangavfall till rötningsprocessen. Det är också värt att notera att processerna utan problem klarade av den högre belastningen som tillförsel av restaurangavfall innebär, trots att uppehållstiderna i de två röt-kammarna är relativt korta.

Försöken visar att kontinuerliga försök i labbskala erbjuder ett bra sätt att studera storskaliga processer och kan ge god information om förändrade betingelser för processen. Denna typ av försök kan därför med fördel användas för att "simulera" tänkta scenarier i röt-kammarsystem i avloppsreningsverk.

6.3 TVÄTTNING AV RESTAURANGAVFALL MED INKOMMANDE AVLOPPSVATTEN

Försöket visade att en stor del organiskt material löste sig i vattenfasen, däremot stämde den totala mängden av både COD och totalkväve före och efter omblandning inte överens. Detta kan bero på att det fettlager som bildades vid ytan efter omblandningen inte gick att analysera för sig själv av praktiska skäl. Istället valdes metoden att homogenisera vätskefasen tillsammans med fettlagret, men det får dock antas att en del av fettet inte kom med till analysen.

Om det antas att differensen mellan den totala mängden COD före och efter omblandning enbart beror på mätfel av vätskefasen, innebär det att en stor del av mängden COD löser sig i vattnet. Detta innebär i praktiken, om restaurangavfallet transporteras med avloppsvattnet till verket, att COD i det sedimenterade materialet som går vidare med primärslammet till rötkamrarna kan minska med 60 %. Alltså skulle det potentiella tillskottet av metangasproduktion som tillförsel av restaurangavfall innebär minska i motsvarande grad.

Om samma resonemang förs angående totalkvävet så skulle det innebära att om 3500 ton restaurangavfall förs till Käppalaverket via avloppsledningsnätet per år skulle belastningen med totalkväve öka med 16,5 ton i vattenfasen. Detta innebär en ökning av belastningen av totalkväve med mindre än 1 % (Käppalaverket tog 2003 emot 1936 ton kväve i inkommande avloppsvatten), dvs. ingen större belastning av totalkväve.

Antas det däremot att differensen i totala mängder COD och totalkväve före och efter omblandning beror på mätfel i det sedimenterade materialet så blir minskningen av COD 35 % och belastningen av totalkväve skulle öka med 8,3 ton per år.

Resultaten visar alltså att 35-60 % av den potentiella metangasproduktionen kan gå förlorad om restaurangavfallet förs till Käppalaverket via avloppsledningsnätet.

6.4 BEHANDLING AV EXTERNT ORGANISKT AVFALL

Initiativet till behandling av vattenverksslammet kommer från Norrvatten AB som vill hitta en lösning till att behandla slammet utan att leda det tillbaka ut i Mälaren. Trots att det undersökta vattenverksslammet inte genererar någon gas är Käppalaverket dock fortfarande intresserade av att ta emot det (muntlig kommentar Anna Maria Borglund, Käppalaverket). Det kommer dock att dröja till år 2007 innan något beslut tas i frågan eftersom försök som bedrivs på avvattningen av slammet som bildas vid rötkammardriften på Käppalaverket skall utvärderas först. En annan aspekt är om volymen i rötkamrarna som är i drift är tillräckligt stor för att behandla vattenverksslammet, ökad mängd slam ger kortare uppehållstider i rötkamrarna vilket kan försämra utrötningen av primär- och överskottsslam.

Vad gäller restaurangavfallet så är fördelen med att transportera det organiska avfallet med ledningsnätet att behovet av långa transporter till Käppalaverket minskar om det finns stationer utmed ledningsnätet där avfallet kan tillföras. En annan aspekt som bör beaktas är om det lönar sig energimässigt att transportera avfallet med lastbil till verket för den gasproduktion som kan erhållas. Ett tänkbart sätt att behandla restaurangavfall som transporteras med lastbil till verket är att finfördela materialet i den disperator som

i dagsläget behandlar det grovrens som uppstår i behandlingen av inkommande avloppsvatten, och att efter det tillföra avfallet till rötkastrarna.

Intresset att ta emot externt organiskt avfall finns, särskilt eftersom det potentiellt finns en hel del gas att utvinna ur vissa typer av avfall (till exempel restaurangavfall). En ökad gasproduktion innebär dessutom att mer fjärrvärme kan levereras till fjärrvärmenätet på Lidingö, vilket i sin tur genererar intäkter för verket. En annan viktig aspekt är om behandlingen av organiskt avfall vid reningsverket är det bästa sättet för samhället att behandla avfallet. Förhoppningen är att de resultat som har presenterats i detta examensarbete kan ge information som kan vara värdefull vid bedömningen om så är fallet.

7. SLUTSATSER

- Satsvisa utrötningar ger god information om biogas- och metanpotentialen hos olika substrat och om gasutbytet i förhållande till uppehållstid.
- En stor del av potentialen i primärslammet utnyttjas i R100. En ökad uppehållstid skulle enbart ge en marginell ökning av gasproduktionen.
- Överskottslammet bidrar till biogasproduktionen i R200.
- Tillförsel av restaurangavfall kan optimalt ge ett tillskott på 255 000 Nm³ metangas (motsvarar en ökning med 7-8 %) vid antagen belastning (3500 ton), men 35-60 % av denna gasmängd kan gå förlorad om restaurangavfallet tillförs via avloppsledningsnätet.
- Vattenverksslammet som undersöktes ger inget tillskott till gasproduktionen.
- Resultaten från de kontinuerliga försöken stämmer bra överens med den verkliga driften vid Käppalaverket och kan ge god information om förändrade betingelser för processen. Denna typ av försök kan därför med fördel användas för att ”simulera” tänkta scenarier i rötkastrarsystem i reningsverk.

8. REFERENSER

- Cecchi, F., Traverso, P., Pavan, P., Bolzonella, D. och Innocenti, L. (2003). Characteristics of the OFMSW and behaviour of the anaerobic digestion process. I Mata-Alvarez, J. (red.) Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. IWA Publishing. ISBN 1-900222-14-0.
- Edström, M. (1996). *Biogas och växtnäring kretslopp stad-land. Röningsförsök med organiskt avfall i Uppsala*. JTI-rapport Kretslopp & Avfall Nr 2. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- Hansen, T.L., Schmidt, J.E., Angelidaki, I., Marca, E., Jansen, J. la Cour, Mosbæk, H. och Christensen, T.H. (2004). Method for determination of methane potentials of solid organic waste. *Waste Management* vol 24, No 4, pp 393-400.
- Jarvis, Å., (2004). Biogas – Förnybar energi från organiskt avfall. En informationskrift från Svenska biogasföreningen 2004.
- Nilsson, A., (2003). Sammanfattning av regeringens proposition 2002/03:117.
- Schnürer, A., (1995). *Syntrophic acetate oxidation in ammonium-riched methanogenic systems – organisms and pathways*. Doktorsavhandling, Institutionen för Mikrobiologi SLU. Rapport 62.
- Starberg, K. *Slamhantering vid Görvelnverket – slutrapport*. VAI VA-projekt AB ref nr 00 078-01.
- Svärd, Å. (2003). *Anaerobic Digestion of Urban Organic Waste – Evaluation of potentials*. Licentiatavhandling, Avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Lunds Tekniska Högskola, Lunds Universitet.
- Zehnder, A.J.B., (1988). *Biology of anaerobic microorganisms*. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Zinder, S.H., (1984). Microbiology of anaerobic conversion of organic wastes to methane: recent developments. *ASM News* 50, pp 294-298.
- Internet**
- Svenska biogasföreningen (2005). <http://www.sbgf.org/> (2005-04-05)
- Muntliga**
- Borglund, Anna-Maria. Processingenjör Käppalaverket.
- Johansson, Bertil. Produktionschef Norrvatten AB.
- Nordberg, Åke. Agronomie doktor i mikrobiologi, JTI.

Olsson, Ingrid. Miljö- och utvecklingschef, SÖRAB.

ORDLISTA

| | |
|----------------------|---|
| COD | eng. Chemical Oxygen Demand, kemiska syreförbrukningen |
| GF | Glödförlust |
| GPR | eng. Gas Production Rate, Volumetrisk biogasproduktion |
| GR | Glödrest |
| Kj-N | Kjeldahl-kväve, summan av NH ₄ -N och organiskt bundet kväve |
| NH ₄ -N | Ammoniumkväve |
| NO _{2,3} -N | Nitrit- och nitratkväve |
| SGP | Specifik biogasproduktion |
| TS | Torrsubstans |
| Tot-N | Totalkväve, Kj-N + NO _{2,3} -N |
| VFA | eng. Volatile Fatty Acids, flyktiga fettsyror |
| VS | eng. Volatile Solids, glödförlust |

BILAGOR

BILAGA 1: TS OCH VS ANALYSER

I tabellerna 1.1 till 1.7 redovisas resultatet av analyserna av TS och VS som medelvärde av de tre prover som togs varje gång dessa analyser gjordes.

Tabell 1.1 TS och VS i ymp från R100

| <i>Datum</i> | <i>TS (% våtvikt)</i> | <i>VS (% våtvikt)</i> | <i>Kommentar</i> |
|--------------|-----------------------|-----------------------|---|
| 25-okt | 2,42 | 1,75 | Material till satsvis utrötning av primärslam och överskottsslam med batchmetoden |

Tabell 1.2 TS och VS i RK 1

| <i>Datum</i> | <i>TS (% våtvikt)</i> | <i>VS (% våtvikt)</i> |
|--------------|-----------------------|-----------------------|
| 24-sep | 2,83 | 1,98 |
| 16-okt | 2,89 | 2,05 |
| 03-dec | 3,19 | 2,24 |
| 10-jan | 3,02 | 2,33 |
| 21-jan | 2,92 | 2,16 |

Tabell 1.3 TS och VS i RK 2

| <i>Datum</i> | <i>TS (% våtvikt)</i> | <i>VS (% våtvikt)</i> |
|--------------|-----------------------|-----------------------|
| 24-sep | 2,63 | 1,56 |
| 11-okt | 2,92 | 1,74 |
| 28-okt | 3,32 | 2,02 |
| 04-nov | 3,43 | 2,09 |
| 11-okt | 2,92 | 1,74 |
| 12-nov | 3,70 | 2,26 |
| 19-nov | 3,65 | 2,31 |
| 26-nov | 3,58 | 2,21 |
| 03-dec | 3,67 | 2,28 |
| 10-dec | 3,67 | 2,32 |
| 17-dec | 3,53 | 2,21 |
| 29-dec | 3,63 | 2,33 |
| 10-jan | 3,59 | 2,23 |
| 21-jan | 3,43 | 2,13 |

Tabell 1.4 TS och VS i primärslam

| <i>Datum</i> | <i>TS (% våtvikt)</i> | <i>VS (% våtvikt)</i> | <i>Kommentar</i> |
|--------------|-----------------------|-----------------------|---|
| 07-okt | 5,84 | 5,01 | |
| 28-okt | 6,20 | 5,26 | |
| 04-nov | 5,51 | 4,73 | Material till satsvis utrötning med fedbatchmetoden |
| 08-nov | 5,98 | 5,13 | Material till satsvis utrötning med batchmetoden |

Tabell 1.5 TS och VS i överskottsslam

| <i>Datum</i> | <i>TS (% våtvikt)</i> | <i>VS (% våtvikt)</i> | <i>Kommentar</i> |
|--------------|-----------------------|-----------------------|--|
| 27-sep | 6,55 | 3,98 | |
| 04-nov | 6,10 | 3,83 | Material till satsvisa utrötningar med både batch- och fedbatchmetoden |

Tabell 1.6 TS och VS i restaurangavfall

| <i>Datum</i> | <i>TS (% våtvikt)</i> | <i>VS (% våtvikt)</i> | <i>Kommentar</i> |
|--------------|-----------------------|-----------------------|---|
| 19-nov | 23,07 | 21,50 | Material till satsvis utrötning med batchmetoden och till de kontinuerliga försöken |

Tabell 1.7 TS och VS i vattenverksslam

| <i>Datum</i> | <i>TS (% våtvikt)</i> | <i>VS (% våtvikt)</i> | <i>Kommentar</i> |
|--------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|
| 03-dec | 0,23 | 0,10 | Ursprungligt material |
| 12-dec | 0,66 | 0,28 | Sedimenterat material |
| 17-dec | 5,11 | 2,19 | Centrifugerat material |

BILAGA 2: BERÄKNING AV BIOGASVOLYM FRÅN TRYCKÖKNING

Vid omräkningen från tryckökning till biogasvolym har ideala gaslagen använts:

$$pV = nRT \quad (2.1)$$

där

| | |
|---|---|
| p | tryck (bar) |
| V | gasens volym (dm ³) |
| n | substansmängd gas (mol) |
| R | allmänna gaskonstanten (bar·dm ³ /K·mol) |
| T | temperaturen (K) |

För att kunna räkna ut den substansmängd biogas som bildats, n_{biogas} , har sambanden

$$n_1 = \frac{p_1 \cdot V_1}{R \cdot T_1} \quad (2.2)$$

$$n_2 = \frac{p_2 \cdot V_2}{R \cdot T_2} \quad (2.3)$$

$$n_2 - n_1 = n_{biogas} \quad (2.4)$$

använts, där

| | |
|-------|---|
| n_1 | substansmängd vid atmorsfärstryck (flaskorna tryckutjämnades efter varje mätning) |
| p_1 | trycket vid inkubation och efter varje mätning (antas vara 1 atm) |
| V_1 | flaskans volym exklusive vätskefasen (headspace) |
| T_1 | temperaturen vid inkubering och efter varje mätning |
| n_2 | substansmängd vid mätning |
| p_2 | totala trycket vid mätning (uppmätt tryck plus atmorsfärstryck) |
| V_2 | samma som V_1 |
| T_2 | temperaturen vid varje mätningstillfälle |

När n_{biogas} är känt kan den bildade biogasen, V_{biogas} , beräknas från sambandet i (2.1)

$$V_{biogas} = \frac{n_{biogas} \cdot R \cdot T_{biogas}}{P_{biogas}} \quad (2.5)$$

där

| | |
|--------------|--|
| p_{biogas} | är biogasens tryck (samma som p_2) |
| T_{biogas} | är den bildade biogasens temperatur (samma som T_2) |

Den bildade biogasen räknas om till normalt tryck och temperatur (0°C och atmorsfärstryck) enligt

$$V_{biogas,normal} = \frac{n_{biogas} \cdot R \cdot T_{normal}}{P_{normal}} \quad (2.6)$$

där

| | |
|--------------|------------------------|
| T_{normal} | 273,15 K |
| p_{normal} | 1 atmosfär (1,013 bar) |

BILAGA 3: METODER VID METANANALYSER

Prover på 1 ml för metananalys togs från RK 1 och RK 2 och försöken med fedbatchmetoden under atmosfärstryck och överfördes till en glasvial om 30 ml. De Prover om 1 ml som togs på försöken med batchmetoden togs under det tryck som rådde i flaskan, men utjämnades till atmosfärstryck när sprutan togs ur flaskan, och överfördes sedan till en glasvial om 30 ml.

När proverna analyserades på gaskromatografen togs två prov på 0,3 ml vardera från glasvialen och injicerades i gaskromatografen. Gaskromatografen producerade då ett gaskromatogram med topparean för det prov som injicerats. Topparean jämfördes sedan med topparean för kända standarder som injicerats på gaskromatografen.

De prover som togs från RK1 och RK2 och försöken med fedbatchmetoden jämfördes med standarder innehållande 25, 50 och 100 procent metangas. Figur 3.1 visar ett exempel på hur regressionen för linjen

$$y = kx + m \quad (3.1)$$

togs fram, där

| | |
|---|-------------------------------|
| y | topparea |
| k | lutningen |
| x | koncentration av metangas (%) |
| m | skärningen med y-axeln |

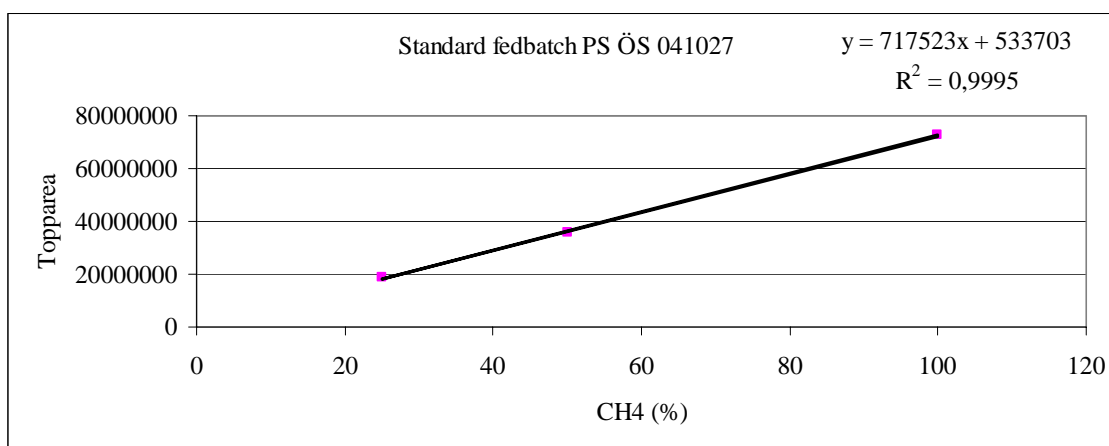


Fig. 3.1 Injicerade standarder på gaskromatografen används för att ta fram ekvationen $y=kx + m$.

Ur ekvation (3.2) fås koncentrationen metangas i biogasen, x

$$x = \frac{y - m}{k} \quad (3.2)$$

De prover som togs på försöken med batchmetoden togs vid temperaturen 37°C, men

de standarder som användes bereddes vid rumstemperatur (uppmätt till 21^o C). Därför kunde inte metankoncentrationen jämföras direkt, utan jämförelse skedde med den kända substansmängden i standarderna. Figur 3.2 visar ett exempel på detta, då x i ekvation (10) motsvarar substansmängden metangas.

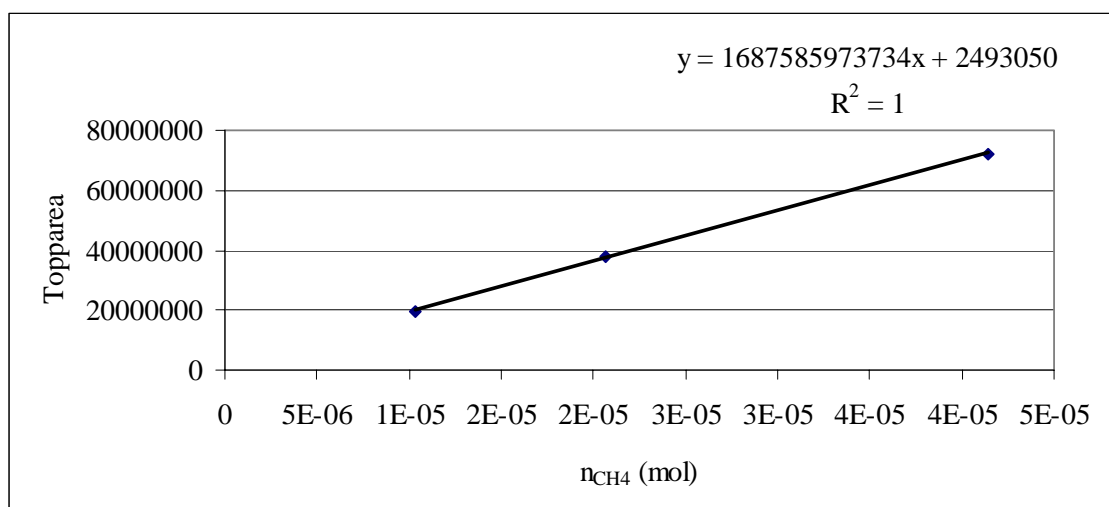


Fig. 3.2 Substansmängd i kända standarder används för att ta fram linjen $y=kx+m$, där x motsvarar substansmängden i det prov som undersöks.

När substansmängden i glasvialen var känd multiplicerades denna mängd med den Kända volymen (headspace) i provflaskan vilket gav substansmängden metangas i provflaskan. Därefter dividerades substansmängden metangas med substansmängden biogas vilket gav koncentrationen av metangas (%).

BILAGA 4: UTFÖRDA ANALYSER VID TVÄTTNINGSFÖRSÖKET

I tabell 4.1 redovisas resultaten av de analyser som genomfördes i samband med tvättningförsöket av restaurangavfallet.

Tabell 4.1 Analyser utförda vid Käppalaverkets analyslab

| <i>Analysnamn</i> | <i>Provets namn</i> | <i>Resultat</i> | <i>Enhet</i> | <i>Metod</i> | <i>Mätosäkerhet (vid mg/L)</i> |
|----------------------|---------------------|-----------------|--------------|--|--|
| COD _{cr} | Fast prov före | 393000 | mg/L | Lange | 6 % (100-1000) |
| | Fast prov efter | 84800 | mg/L | | |
| | Ink. vtn 27/12 | 366 | mg/L | | |
| | Övervätska | 18200 | mg/L | | |
| Kj-N | Fast prov före | 8433 | mg/L | Tecator, AN 16/83, CU Autoanalyser | 7 % (3-45) |
| | Fast prov efter | 2109 | mg/L | | |
| | Ink. vtn 27/12 | 34,8 | mg/L | | |
| | Övervätska | 326 | mg/L | | |
| NO _{2,3} -N | Fast prov före | 42 | mg/L | Autoanalyser IM 857-871 | 3 % (6-15) |
| | Fast prov efter | < 1,0 | mg/L | | |
| | Ink. vtn 27/12 | < 1,0 | mg/L | | |
| | Övervätska | < 1,0 | mg/L | | |
| NH ₄ -N | Fast prov före | 228 | mg/L | Autoanalyser IM 857-871 | 4 % (6-35) |
| | Fast prov efter | 218 | mg/L | | |
| | Ink. vtn 27/12 | 23,9 | mg/L | | |
| | Övervätska | 63,0 | mg/L | | |
| TS | Fast prov före | 22,8 | % | SS 028113-1 | 3 % (vid utvägd vikt 200-5000 mg) |
| | Fast prov efter | 5,4 | % | | |
| GR | Fast prov före | 18,0 | % | SS 028113-1 | 3 % (vid utvägd vikt 200-5000 mg) |
| | Fast prov efter | 4,8 | % | | |

BILAGA 5: DETALJERADE RESULTAT FRÅN KARTLÄGGNINGEN AV DRIFTEN VID KÄPPALAVERKET

I figur 5.1 – 5.6 redovisas resultaten från kartläggningen av driften vid Käppalaverket under perioden vecka 36 2004 till och med vecka 2 2005 som veckomedelvärden.

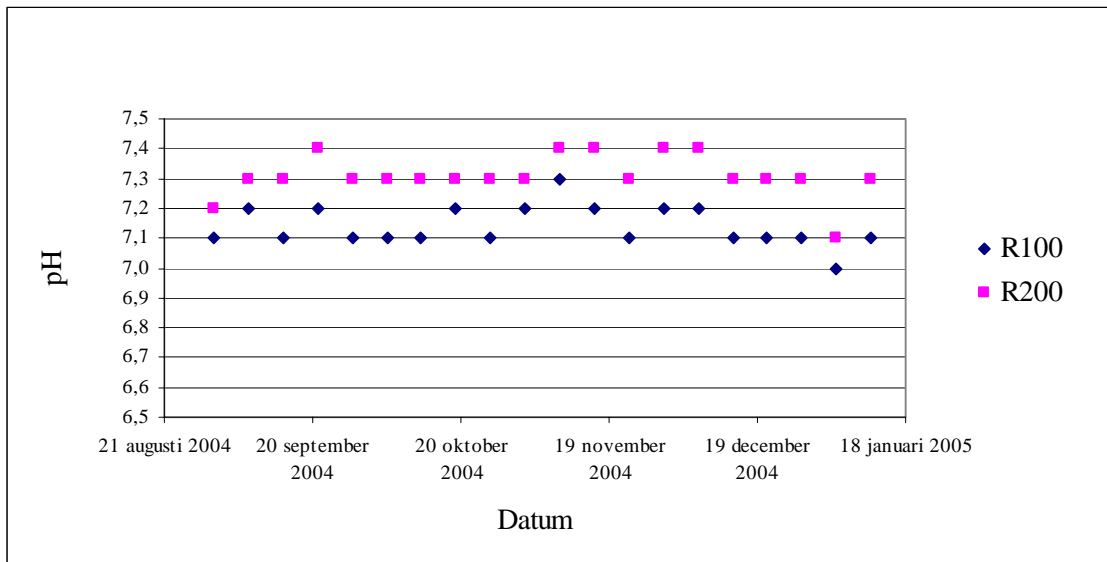


Fig. 5.1 pH i R100 och R200 under perioden vecka 36 2004 till och med vecka 2 2005

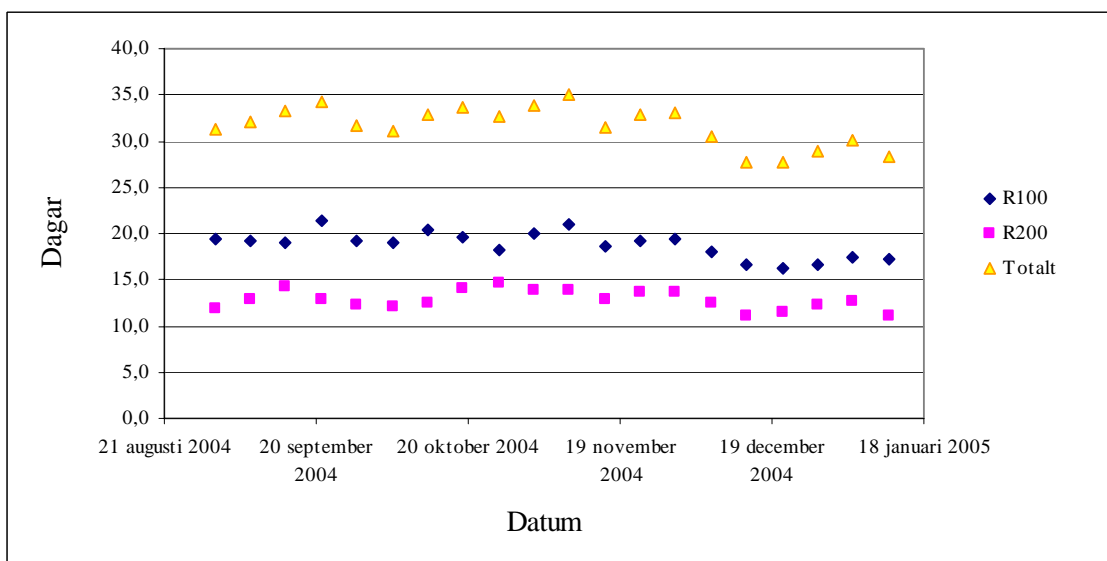


Fig. 5.2 Uppehållstider i R100 och R200 under perioden vecka 36 2004 till och med vecka 2 2005

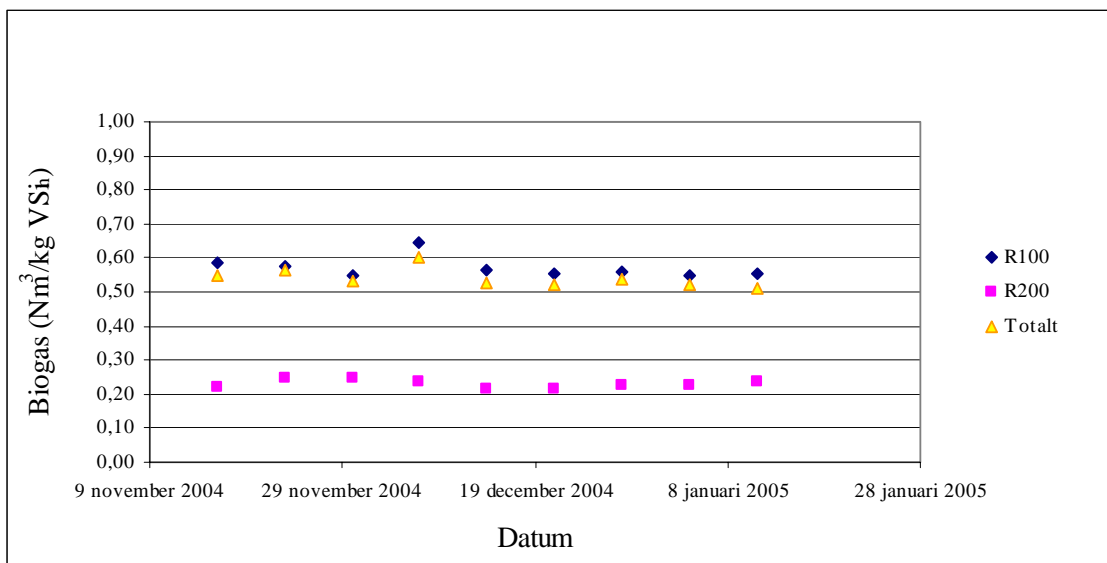


Fig. 5.5 Specifik biogasproduktion i R100, R200 och totalt under perioden vecka 47 2004 till och med vecka 2 2005

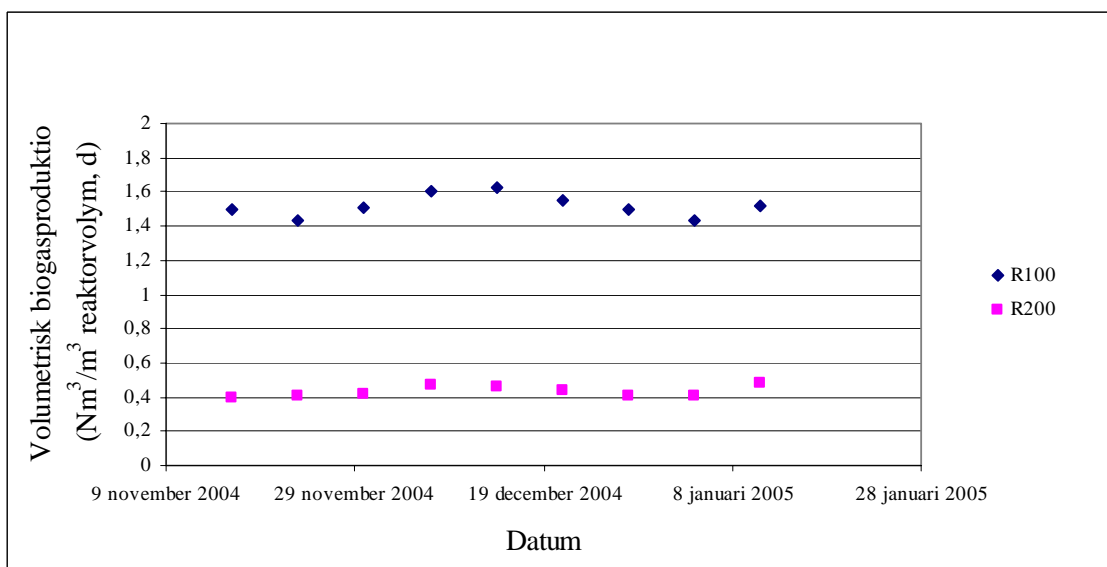


Fig. 5.6 Volumetrisk biogasproduktion i R100, R200 och totalt under perioden vecka 47 2004 till och med vecka 2 2005

BILAGA 6: REDOVISNING AV PH, KOLDIOXID- OCH METANGASINNEHÅLL VID KONTINUERLIGA FÖRSÖK

I figurerna 6.1 – 6.3 redovisas resultaten från de kontinuerliga försöken med avseende på pH i RK 1 och RK 2, koldioxidinnehåll och metangasinnehåll i den bildade biogasen.

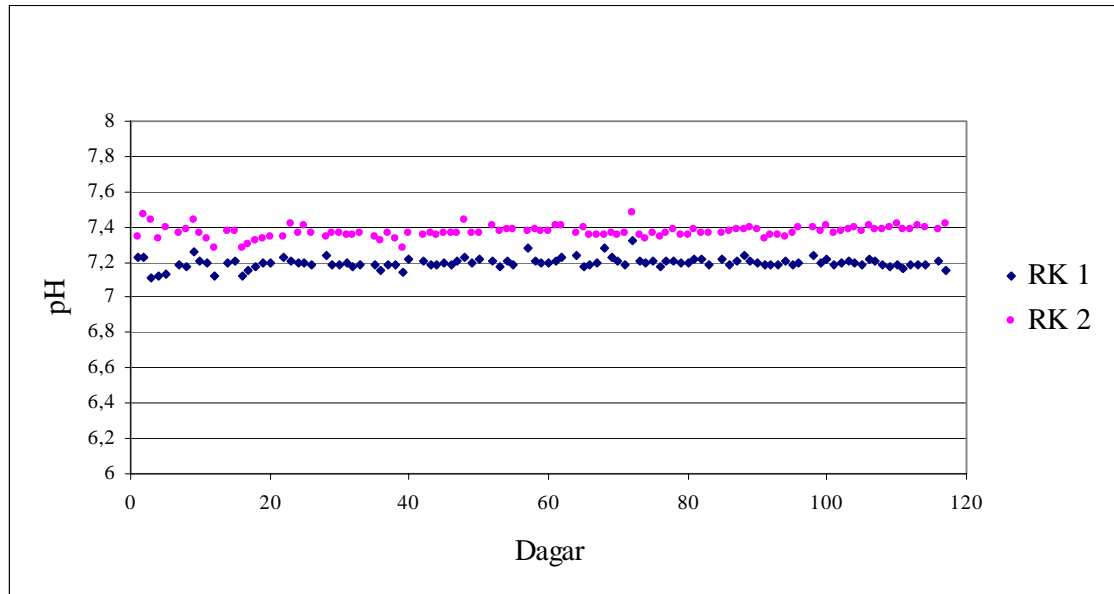


Fig. 6.1 pH i försöksreaktorerna RK 1 och RK 2 under hela försöksperioden (117 dagar)

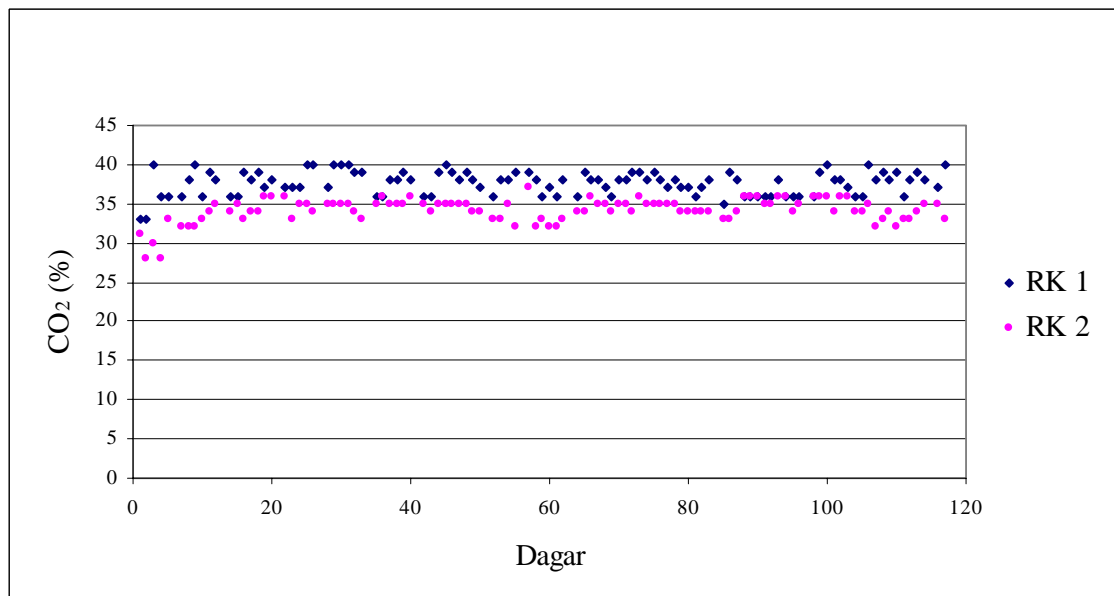


Fig. 6.2 Koldioxidinnehållet i den bildade biogasen från försöksreaktorerna RK 1 och RK 2 under hela försöksperioden (117 dagar)

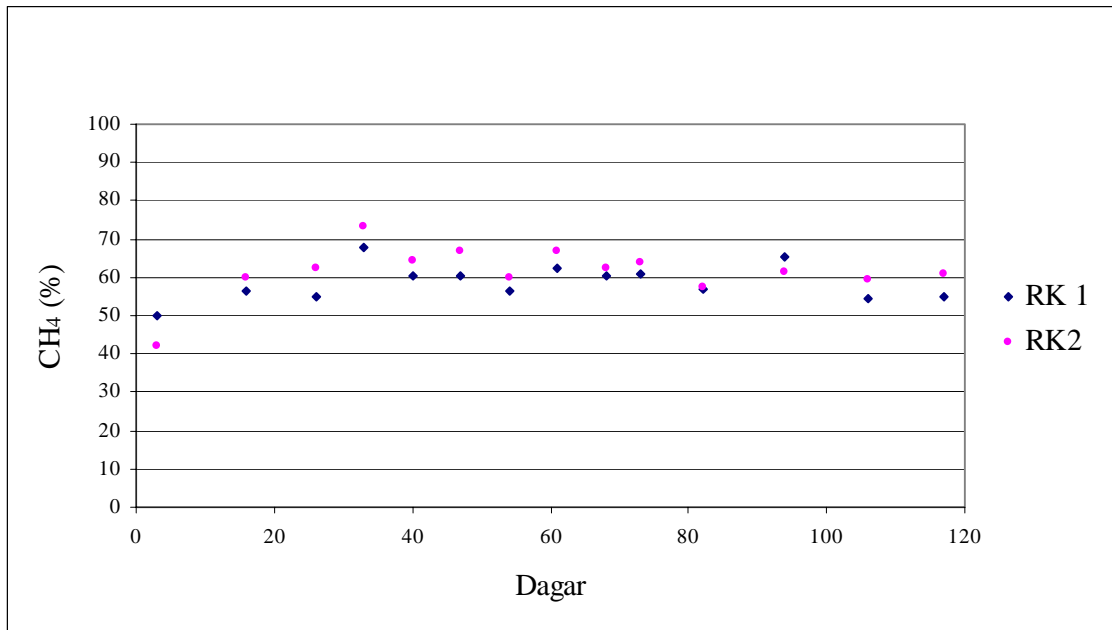


Fig. 6.3 Metangasinnehållet i den bildade biogasen från försöksreaktorerna RK 1 och RK 2 under hela försöksperioden (117 dagar)

BILAGA 7: BEHANDLING AV MÄTDATA FRÅN BIOGASMÄTNINGAR PÅ RK 1 OCH RK 2

Mätning av den bildade biogasen skedde vid olika tidpunkter olika dagar, därför räknades ett dygnsmedelvärde ut av den bildade biogasen, $V_{\text{biogas, dygnsmedel}}$, enligt

$$V_{\text{biogas, dygnsmedel}} = \frac{V_{\text{biogas, uppmätt}}}{\text{mättid}} \text{ (dm}^3\text{)} \quad (7.1)$$

där

$V_{\text{biogas, uppmätt}}$ den volym biogas som uppmättes i biogaslaboratoriet (dm³)
 Mättid antal dygn mellan mättillfällena

För att räkna om $V_{\text{biogas, dygnsmedel}}$ till normala förhållanden (0°C och atmorsfärstryck), $V_{\text{biogas, Ndygnsmedel}}$, användes sambanden

$$n_{\text{biogas, dygnsmedel}} = \frac{P_{\text{normal}} \cdot V_{\text{biogas, dygnsmedel}}}{R \cdot T_{\text{biogas}}} \text{ (mol)} \quad (7.2)$$

$$V_{\text{biogas, Ndygnsmedel}} = \frac{n_{\text{biogas, dygnsmedel}} \cdot R \cdot T_{\text{normal}}}{P_{\text{normal}}} \text{ (Ndm}^3\text{)} \quad (7.3)$$

där

$n_{\text{biogas, dygnsmedel}}$ substansmängd bildad biogas (mol)
 T_{biogas} rumstemperaturen på biogaslaboratoriet (21,8°C),
 medelvärdet från mätningar gjorda under två veckor
 T_{normal} 0°C
 P_{normal} atmorsfärstryck (1,013 bar)
 R allmänna gaskonstanten (bar·dm³/(K·mol))