

Förstudie av olika system för matavfallsutsortering med avfallskvarnar



Åsa Davidsson, Lunds Tekniska Högskola
Frida Pettersson, CIT Urban Water Management AB
Anna Bernstad, Lunds Tekniska Högskola

Maj 2011

SGC:s FÖRORD

FUD-projekt inom Svenskt Gastekniskt Center AB avrapporteras normalt i rapporter som är fritt tillgängliga för envar intresserad.

Denna rapport finns även tillgänglig på Avfall Sveriges hemsida (www.avfallsverige.se).

SGC svarar för utgivningen av rapporterna medan uppdragstagarna för respektive projekt eller rapportförfattarna svarar för rapporternas innehåll. Den som utnyttjar eventuella beskrivningar, resultat eller dylikt i rapporterna gör detta helt på eget ansvar. Delar av rapport får återges med angivande av källan.

En förteckning över hittills utgivna SGC-rapporter finns på SGC:s hemsida www.sgc.se.

Svenskt Gastekniskt Center AB (SGC) är ett samarbetsorgan för företag verkssamma inom energigasområdet. Dess främsta uppgift är att samordna och effektivisera intressenternas insatser inom områdena forskning, utveckling och demonstration (FUD).

SGC har följande delägare: Svenska Gasföreningen, E.ON Gas Sverige AB, E.ON Sverige AB, Göteborg Energi AB, Lunds Energikoncernen AB (publ) och Öresundskraft AB.

Följande parter har gjort det möjligt att genomföra detta utvecklingsprojekt:

Avfall Sverige
Svenskt Vatten
Lunds Tekniska Högskola
Statens energimyndighet

SVENSKT GASTEKNISKT CENTER AB



Jörgen Held

Förord

Projektet Förstudie av olika system för matavfallsutsortering med avfallskvarnar har utförts av Lunds Tekniska Högskola (LTH) och CIT Urban Water Management AB (Urban Water) tack vare Svenskt Vatten Utveckling, Avfall Sverige och Svenskt Gastekniskt Center (SGC) som i samverkan med Lunds Tekniska Högskola finansierat detta projekt. En referensgrupp kopplad till projektet har bidragit till en diskussion kring resultatet. Även Jes la Cour Jansen och Per-Arne Malmqvist har medverkat i projektet.

Projektgrupp:

Åsa Davidsson, Forskare
Anna Bernstad, Forskarstuderande
Elin Persson, Projektingenjör
Joanna Tsai, Student
Frida Pettersson, Utredare

VA-teknik/Lunds Tekniska Högskola
VA-teknik/Lunds Tekniska Högskola
VA-teknik/Lunds Tekniska Högskola
VA-teknik/Lunds Tekniska Högskola
CIT Urban Water Management AB

Kvalitetsgranskning:

Jes la Cour Jansen, Professor
Per-Arne Malmqvist, Professor

VA-teknik/Lunds Tekniska Högskola
Chalmers tekniska högskola/
CIT Urban Water Management AB

Referensgrupp:

Torsten Palmgren
Lars Gunnar Reinius
Mimmi Bissmont
Ola Fredriksson
Per Andersson
Britt-Inger Norlander
Anneli Petersson
Angelika Blom
Annelie Hedström

Käppalaförbundet
Stockholm Vatten
VA SYD
Gryaab/Svenskt Vatten
Surahammars KommunalTeknik AB
Kretsloppskontoret Göteborg
Svenskt Gastekniskt Center
Avfall Sverige
Luleå tekniska universitet

Innehåll

Förord	I
Sammanfattning	IV
Summary	VII
1 Inledning.....	1
1.1 Bakgrund	1
1.2 Syfte	2
1.3 Arbetsmetodik.....	2
1.4 Avgränsningar.....	3
2 Litteraturstudie.....	5
2.1 Systemlösningar.....	5
2.2 Matavfallets komposition	6
2.3 Processbeskrivning av de två systemlösningarna.....	7
2.4 Nedbrytning i systemen	9
2.5 Sedimentering och igensättning.....	10
2.6 Ledningar.....	11
3 Material och metoder	13
3.1 Beskrivning av kvarnar	13
3.2 Matavfallets karaktär.....	14
3.3 Vattentillsats.....	15
3.4 Kvarnuppställning med tank	16
3.5 Inhämtning av fullskaleprover	18
3.6 Analyser.....	19
4 Karakterisering av matavfallet	23
4.1 TS, VS och densitet.....	23
4.2 Källsorteringsgrad fullskaleprover Malmö	24
4.3 Innehåll av tungmetaller och näringsämnen.....	25
4.4 Flyktiga fettsyror och pH	29
4.5 Svavelinnehåll.....	30
4.6 Partikelstorlek.....	31
5 Sedimentering och tankförsök.....	35
5.1 Sedimentering och slamvolymindex.....	35
5.2 Tankförsök.....	40
6 Nedbrytning under olika förhållanden.....	47
6.1 Nedbrytning av matavfall i ledningsnät	47
6.2 Nedbrytning av matavfall i tanksystem	49
6.3 Sammanfattning av resultat nedbrytningsförsök.....	58
7 Metanproduktion från nedmalt matavfall	61
7.1 Teoretisk metanpotential.....	61
7.2 Spontan metanproduktion	61
7.3 Metanpotential i färskt och hydrolyserat matavfall (med och utan tensid tillsats)	65
8 Diskussion.....	69
8.1 Metoddiskussion.....	69

8.2	Resultatdiskussion	71
9	Slutsatser och förslag till vidare studier	75
9.1	Allmänt.....	75
9.2	Slutsatser direktkopplade system.....	75
9.3	Slutsatser tanksystem	76
9.4	Förslag till vidare studier	77
10	Referenser.....	79

Bilaga A

Sammanfattning

Syftet med denna förstudie har varit att utreda vad som händer med matavfall som malts i olika avfallskvarnar och sedan leds till antingen en uppsamlingstank eller avloppsledningsnätet (alternativt svartvattennät). Betydelsen av parametrar som avfalllets ursprung (hushåll/restaurang) och vilken kvarn som används har undersökts med avseende på innehåll, sedimenteringsegenskaper, partikelstorleksfördelning, nedbrytning och metanbildning. Resultaten sammanfattas nedan.

Ett antal prover från fullskalesystem med kvarnar anslutna i hushåll och i restauranger i Malmö undersöktes. Uppmätta halter av ett antal tungmetallhalter visar att halterna i samtliga fall ligger väl under Naturvårdsverkets gränsvärden för spridning av slam på åkermark, men att gällande gränsvärden för certifiering av biogödsel (SPCR) och REVAQ-slam i vissa fall överskrids i relation till materialets Cd/P kvot. Analyser visar på genomgående lägre tungmetallhalter i prover från restaurangavfall, men på grund av den lägre fosforhalten är dock Cd/P kvoten högre i dessa prover jämfört med prover från tankar anslutna till hushåll.

Sedimenteringsegenskaperna i både de avfallsprover som konstruerats genom att mala ned avfall i kvarnar på laboratoriet och det avfall som hämtats från fullskalesystem med avfallskvarn till tank var goda. Något samband mellan ett lägre slamvolymindex (SVI) och en större partikelstorlek har inte observerats.

Direktkopplade system (till avloppsnät)

Genomförda siktningförsök visar att 97-98 % av innehållet i de kvarnade avfallen hade en partikelstorlek under 4 mm och > 95 % var mindre än 1 mm, vilket gör att den största delen av avfallet kommer att passera reningsverkens galler som vanligen har en spaltvidd på 3 mm. Sedimenteringstesterna visar vidare att de kvarnade avfallen har en hög initial sjunkhastighet, vilket tyder på att mycket av avfallet skulle sedimentera i en försedimentering på reningsverket.

Analyser av nedmalt matavfall visar att innehållet av svavel är relativt lågt. Det bedöms att riskerna för att gällande gränsvärden för sulfat i avloppsledningar skall överskridas och att en bildning av stora mängder svavelväte skall ske i ledningssystem är ganska små, men skulle behöva utredas vidare. Det har inte undersökts om matavfallet kan påverka svavelvätebildningen från själva avloppsvattnet. Genomförda analyser tyder inte på att kvarnarna i sig släpper ifrån sig några tungmetaller vid användning.

Erhållna resultat tyder inte på någon väsentlig ökning av hydrolystakten i matavfall där inblandning av avloppsvatten skett under en försöksperiod på 36 timmar. Däremot bidrog inblandning av svartvatten till en ökad hydrolys.

Vid inblandning av äldre matavfall, där biologisk aktivitet uppstått, syntes en tydlig ökning av hydrolystakten. Resultatet tyder på att om det uppstår en ansamling av malt matavfall i ledningssystem kan det medföra att hydrolys påbörjas under rinntiden till reningsverk.

Hydrolystakten påverkas enligt erhållna resultat mycket lite av vilken kvarnmodell som använts vid nedmalningen. Den partikelstorleksfördelning som erhöles från de olika kvarnarna var också mycket likartad.

Tanksystem

TS-halten i material från befintliga system för utsortering av matavfall från hushåll med avfallskvarn kopplad till tank är ofta mycket lågt. Insamlat material har dock en högt VS-halt. Den låga kol/kväve-kvoten gör att materialet från hushåll lämpar sig bäst för samrötning med annat mer kolrikt organiskt material medan materialet från restauranger har en högre kol/kväve-kvot. Den höga fetthalten i restaurangavfallet gör att detta material lämpar sig mindre väl för samrötning med annat fettriikt material.

En tömningsfrekvens på fyra veckor kan enligt genomförda hydrolysförsök leda till en nedbrytning på ca 30-40 % av TS och 30-50 % av VS. Det kunde konstateras att en tillsats av gammalt matavfall ger en betydligt snabbare hydrolys, dvs om tanken töms helt eller delvis kan ha betydelse. Tensider som återfinns i handdiskmedel kan om de förekommer i tillräckligt hög koncentration leda till en ökad upplösning av organiskt material men verkar samtidigt kunna hämma biologisk hydrolys. Matavfall som hydrolyserats med tillsats av högre halter tensider gav en initialt betydligt lägre metanproduktion jämfört med matavfall som hydrolyserats utan tensid tillsats.

Det finns en risk för att metan bildas spontant i tanken mellan tömningar. Eventuell produktion tycks tydligare kopplad till pH och temperatur i tanken än partikelstorleken på det malda matavfallet. Detta kan motivera en tätare tömningsfrekvens under sommarmånaderna. Resultaten från försöken indikerar att temperaturen bör hållas under 20 grader, alternativt bör pH-halten hållas på en nivå under 6, för att minimera riskerna för spontan metanbildning i tankarna.

Laboratorieexperiment med uppsamling av nedmalt matavfall i modelltank visar att det fördelar sig i tre tydligt urskiljbara lager – ett flytlager en klarfas och ett sedimentlager. Ett betydligt större flytlager registrerades vid nedmalning av restaurangavfall än hushållsavfall, vilket tolkats som ett resultat av det högre fettinnehållet. Resultaten visar att fördelningen av TS och VS i tanken var i det närmaste identisk vid användning av en normal avfallskvarn och en grövre kvarn. Resultaten tyder även på en risk för att en stor del (20-30 % av TS) av det nedmalda matavfallet inte samlas upp i tanken utan leds med utgående vatten vidare till reningsverket. Det har inte undersökts hur stor andel som passerar tanken i fullskala.

Förslag på framtida studier

Rapporten ger ett antal förslag till vidare studier, bland annat:

Simulering av transport av nedmalt matavfall i ledningsnät för att undersöka inverkan av lutning, olika rinntider, sedimentering och bildande av biofilm i nätet i relation till sådana parametrar som partikelstorlek, samt förloppet i avloppsreningsverk när mängden organiskt material i inkommande vatten ökar.

Kontinuerliga mätningar av temperatur, svavelväte och metan, effekterna av mindre frekventa tömningsintervall/förändrad tömningsteknik samt provtagning i in- samt utgående vatten från fullskaletankar för att undersöka förlust av kol och näringsämnen (främst kväve, fosfor och kalium) samt svavel.

Summary

The aim of this pre-study was to investigate what happens to food waste placed in a kitchen waste disposal unit (grinders) and transported in sewage/black water system to waste water treatment plant or collected in semi-closed tank-system. A summary of the results follows.

A number of samples from full-scale systems with grinders connected to tank systems in residential areas and restaurants in Malmö were examined. The measured levels of several heavy metals are in all cases well below Swedish EPA limits for the spreading of sludge on agricultural land. However the levels in the current standard for certification of bio-fertilizer (SPCR) and REVAQ-sludge were in some cases exceeded, in relation to the Cd/P ratio. Analyses also show consistently lower heavy metal concentrations in samples from restaurant waste compared to household waste. However, because of the lower phosphorus content of restaurant waste, the Cd/P ratio was higher in these samples compared to samples from tanks connected to households.

Sedimentation characteristics of both the waste samples constructed by grinding waste in laboratory and the waste collected from full-scale systems were good. No correlation between a lower sludge volume index (SVI) and a larger particle size was observed.

Sewage connected systems

Particle size distribution measured by screening show that 97-98% of the content in grinded food waste had a particle size below 4 mm and > 95% below 1 mm, which means that most of the material will pass through sewage treatment plant grid, which usually has a column width of 3 mm. Sedimentation tests show that grinded food waste has a high initial settling velocity, suggesting that much of the waste would settle in the pre-sedimentation part in the wastewater treatment plant.

Analyses of grinded food waste also show that the content of sulphur is relatively low. The risks that the current standard for sulphate in the sewers is exceeded and that a formation of large amounts of hydrogen sulphide occurs are believed to be small, but further investigation is needed to confirm this.

The results obtained indicate no significant increase in the degradation of organic matter when grinded food waste was mixed with sewage in a hydrolysis trial lasting 36h.

The addition of older food waste where a biological activity occurred, in newly grinded food waste, showed an increased hydrolysis. The results suggest that the accumulation of ground food waste in sewage systems can lead to hydrolysis.

Tank-systems

The dry matter content in the collected material from the existing full-scale tank-systems connected to households is often very low although the percentage of volatile solids is high. The low carbon/nitrogen ratio in the material from households show that this fraction is best suited for co-digestion with other more carbon-rich organic material, while the material from the restaurants have a higher carbon/nitrogen ratio. The high fat

content of restaurant waste makes this material less suitable for co-digestion with other fat-rich material.

Hydrolysis tests indicate a degradation ratio of 30-40% of DS and 30-50% of VS over a four-week period – the current emptying frequency. Old food waste increases the degradation, i.e. if the tank is emptied totally and cleaned or only partly emptied, leaving residues of older food waste, can be significant for the degradation of waste in the tank.

Surfactants that can be found in the Swedish household detergents can, if they are present in sufficient concentrations, lead to an increased dissolution of organic matter but also seem to inhibit the biological hydrolysis. Addition of higher concentrations of surfactants also resulted in an initially much lower methane production compared to samples without surfactants.

There is a risk that methane is formed spontaneously in the tank between emptying. Production seems more clearly linked to pH and temperature in the tank than the particle size of the grinded food waste. This may justify a more frequent emptying during summer months. The results from these experiments indicate that the temperature should be kept below 20 degrees, or should the pH be maintained at a level below 6, in order to minimize the risk of spontaneous methane formation in the tanks.

Laboratory experiments with collection of grinded food waste in tank model show that the waste separates into three clearly definable layers – a surface layer, a clear layer and a sediment layer. A much larger surface layer was registered in the case of restaurant waste compared to household waste, which is seen as a result of the higher fat content in restaurant waste. The results show that the distribution of DS and VS in the tank was almost identical to the use of a standard food waste grinder and a coarser grinder. The results also suggest a risk that a large proportion (20-30% of DS) of the grinded food waste is led by the outgoing water to the sewage treatment plant. However, these indications were not confirmed by investigations in the full-scale systems.

Suggestions for future research

Areas for further studies suggested in the report include for example:

Simulation of transport of grinded food waste in pipeline to investigate the influence of inclination, different transportation times, sedimentation and the formation of bio-film in the sewer in relation to such parameters as particle size and the sewage treatment process when the amount of organic matter in the incoming wastewater increases.

Continuous measurements of temperature, hydrogen sulphide and methane, the impact of less frequent emptying intervals or change of emptying technique and sampling in the in- and outgoing water from full-scale tanks to investigate the loss of carbon and nutrients (mainly nitrogen, phosphorus and potassium) as well as sulphur.

Förkortningar och använda beteckningar

COD (chemical oxygen demand)	Kemisk syreförbrukning
BOD ₇ (biochemical oxygen demand)	Biokemisk syreförbrukning
TOC (total organic carbon)	Totalt organiskt kol
DOC (Dissolved organic carbon)	Löst organiskt kol
C/N-kvot	Kol/Kväve-kvot
TS (total solids)	Torrsubstans (inkl. lösta ämnen)
SS (suspended solids)	Suspenderad substans
VS (volatile solids)	Glödförlust
VFA (volatile fatty acids)	Flyktiga fettsyror
WK (Waste King)	Avfallskvarn av märket Waste King
WM (Waste Master)	Avfallskvarn av märket Waste Master
SVI	Slamvolymindex
GC	Gaskromatograf
LTA	Lågtrycksavloppssystem
LPS-unit (low pressure system)	Skärande pump, del av LTA-system
TT	Turning Torso
SD	Standardavvikelse

1 Inledning

1.1 Bakgrund

För att uppnå Regeringens miljömål om att minst 35 % av matavfallet från hushåll, restauranger, storkök och butiker ska återvinnas genom biologisk behandling till år 2010, måste dagens avfallshanteringssystem förändras/kompletteras med avseende på matavfall. Produktion av biogas och biogödsel från källsorterat matavfall kan ge stora miljöfördelar. Flera kommuner har dock under senare år erfarit att det kan vara problematiskt att få både en hög utsorteringsgrad och en hög kvalitet i det källsorterade matavfallet. På grund av detta har allt fler kommuner under de senare åren intresserat sig för insamlingssystem där matavfallskvarnar används. Storskaliga installationer av matavfallskvarnar har gjorts bl a i Surahammar och Malmö (Forsberg & Olofsson, 2003; Karlberg & Norin, 1999; Appelqvist *et al.*, 2004). Gjorda utredningar av Käppalaförbundet och SÖRAB (Käppalaförbundet & SÖRAB, 2009), Kretsloppskontoret i Göteborg (Karlsson, Aarsrud & de Blois, 2008; Kretsloppskontoret, Göteborg Vatten & Gryaab AB, färdig under 2011) samt VA SYD i Malmö (Aspegren *et al.*, 2005; Bissmont, 2009) m fl orter har identifierat ett behov av ytterligare kunskap om systemen.

Avfallskvarnar där malt matavfall kopplas till avloppsnätet har sedan länge använts i bland annat USA, men har inte slagit igenom i större utsträckning i Sverige. Sedan 2008 krävs ej tillstånd från VA-huvudman i Stockholm stad för installation av avfallskvarn i det enskilda hushållet, vilket det gör i Sveriges övriga kommuner (Stockholm Vatten, 2008). Stockholm Vatten har förhoppningen att den ökade mängden organiskt matavfall till spillvattnet i viss mån kan öka biogasproduktionen. Oklarheter finns dock fortfarande kring hur detta system i praktiken påverkar bland annat korrosion och igensättning av ledningar.

Det finns dock ett annat system, där det malda avfallet separeras från avloppsvattnet i en lokal uppsamlingstank, för senare uppsamling och transport med tankbil till biogasanläggning (Appelqvist *et al.*, 2004; Lövestedt & Norlander, 2002). Denna typ av system kan eventuellt förenkla återföring av kväve och fosfor till åkermark då avfallet kan rötas tillsammans med annat organiskt avfall istället för att blandas med avloppsvatten och behandlas i avloppsreningsverk.

Det finns oklarheter i vad som händer med det organiska matavfallet vid malning (partikelstorlek), i ledningar (sedimentering/nedbrytning) samt i uppsamlingstanken (sedimentering/nedbrytning). Partikelstorleken hos det nedmalda avfallet är viktig eftersom stora partiklar kan orsaka igensättning i ledningsnätet och små partiklar riskerar att sätta igång den biologiska nedbrytningsprocessen (hydrolys och metanbildning) för tidigt i systemet. Därför bör ytterligare undersökningar genomföras gällande effekterna av dessa båda system, dvs till vanligt ledningsnät respektive till uppsamlingstank, i relation till påverkan på ledningsnät, hydrolyshastighet och oönskade emissioner av metan.

1.2 Syfte

Syftet med denna förstudie har varit att utreda vad som händer med matavfall som malts i olika avfallskvarnar och sedan leds till antingen en uppsamlingstank eller avloppsledningsnätet (alternativt svartvattennät). Betydelsen av parametrar som avfalllets ursprung (hushåll/restaurang) och vilken kvarn som används har undersökts med avseende på innehåll, sedimenteringsegenskaper, partikelstorleksfördelning, nedbrytning och metanbildning. Frågeställningar har varit:

- Vilken komposition har matavfall från hushåll jämfört med restaurang?
- Ger olika kvarnar olika partikelstorlek vid malning?
- Hur påverkas partiklarnas sedimentering av partikelstorlek, flöde och matavfalllets komposition?
- Hur påverkas matavfalllets nedbrytning av partikelstorlek, tid (tömningsintervall) och inblandning med avloppsfraktioner som svartvatten, avloppsvatten och diskvatten?
- Hur påverkas biogaspotentialen av lagring i tank eller av ledningstransport?

Då detta är en förstudie har syftet också varit att bereda underlag för vidare studier av hur senare delar i behandlingssystemet påverkas av användning av avfallskvarnar. Förstudiens resultat är avgörande för utformningen av vidare studier.

Målet, baserat på erfarenheter från studien, är att föreslå möjligheter för utveckling och optimering av de båda systemen (ledningssystemet respektive tanksystemet) vid användning för hushålls- och restaurangbruk. Ett annat mål är att ta fram rekommendationer för partikelstorlek vid användning av kvarnar i olika typer av systemlösningar samt tömningsfrekvens vid användning av uppsamlingstanksystem.

1.3 Arbetsmetodik

I projektet har en litteraturstudie samt laborativt arbete utförts. Litteraturstudien fokuserar på svenska erfarenheter om det organiska matavfalllets processer i ledningar och uppsamlingstankar, sorteringsgrad och hur detta kan påverkas samt dimensionering av ledningar (nyanläggning och byte).

Laborativt arbete har utförts för att utreda matavfalllets komposition, partikelstorlekens effekt på sedimentering och nedbrytning av matavfall under olika betingelser i de två systemlösningarna (tank/avloppsnät). Dessa analyser har utförts i laboratorium av VA-teknik/Institutionen för Kemiteknik på Lunds tekniska högskola (LTH). Uppställning/konstruktion av kvarnbänk för tre olika kvarnar kopplade via ledningar till uppsamlingstankar har använts.

Förstudien har resulterat i en rapport inom Svenskt Vatten Utvecklings, Avfall Sveriges och SGCs respektive publikationsserier. Information om och hänvisning till rapporten finns även på Urban Waters hemsida.

1.4 Avgränsningar

Projektets litteraturstudie har i första hand undersökt erfarenheter för svenska förhållanden då detta är vad projektet riktas mot samt att systemlösning med tank till största del finns i Sverige. Då inte svensk litteratur funnits har litteratur inhämtats från ”internationella” källor.

Eftersom projektet är en förstudie har en hel del avgränsningar gjorts. Undersökningar av fullskaleprover och försök med egna avfall (som konstruerats efter ”recept”) har koncentrerats på i första hand matavfall för hushåll. Delar av undersökningarna har även innefattat matavfall från restaurang. För att möjliggöra det stora antalet laborativa undersökningar har ett eget ”recept” på kvarnanpassat matavfall med ett begränsat antal beståndsdelar använts.

För att praktiskt kunna genomföra många försök med variation av olika parametrar har den laborativa simuleringen av vad som händer med avfallet i de två systemen utförts i omrörda reaktorer. Det har emellertid inte inom detta projekt varit möjligt att undersöka konsekvenserna av olika ledningsmaterial eller olika lutningar.

Det har inom förstudien undersökts vilka parameterar som är viktiga för att kunna modellera biologisk nedbrytning av nedmalt matavfall i ledningsnät. En modell som skulle kunna användas för detta, Mike by DHI Mouse biological processes (DHI, 2010; Garsdal, 1995) bygger på att indata finns som beskriver t.ex. partikelstorlek, sedimentering, hydrolyshastighet och avfallsmängd. Det har inom detta projekt inte varit möjligt att uppdatera modellen för matavfall, men delar av det dataunderlag som skulle krävas för att komplettera modellen har tagits fram.

Ett antal fullskaleprover från system i Malmö med kvarn kopplat till tank har karaktäriserats inom förstudien då dessa prover har kunnat tillhandahållas av VA SYD. Fullskaleprover från system med kvarnar kopplade till avloppsnätet har inte ingått i studien. Det bör även nämnas att parallellt med detta projekt pågår ett projekt som syftar till att undersöka effekter av avfallskvarnar på avloppsnätet, med tyngdpunkt på långtidseffekter (Hedström, 2010).

2 Litteraturstudie

Litteraturstudien, som utgår från svenska förhållanden och i vissa fall från internationella erfarenheter, avser svara på följande frågor:

- Vad finns det för erfarenheter idag kring systemlösningarna: avfallskvarn kopplad till ledningsnätet samt avfallskvarn kopplad till uppsamlingstank?
- Vilka erfarenheter finns kring matavfallets komposition?

Problem som kan öka driftproblemen på ledningsnätet i tanken:

- Erfarenheter kring eventuell nedbrytning i tank respektive ledningsnät?
- Sker det någon sedimentering eller igensättning i ledningsnätet i tank?
- Vilka ledningar är att föredra: dimension, läggning, material etc?
- Vilken tank är att föredra: dimension, material, placering?

2.1 Systemlösningar

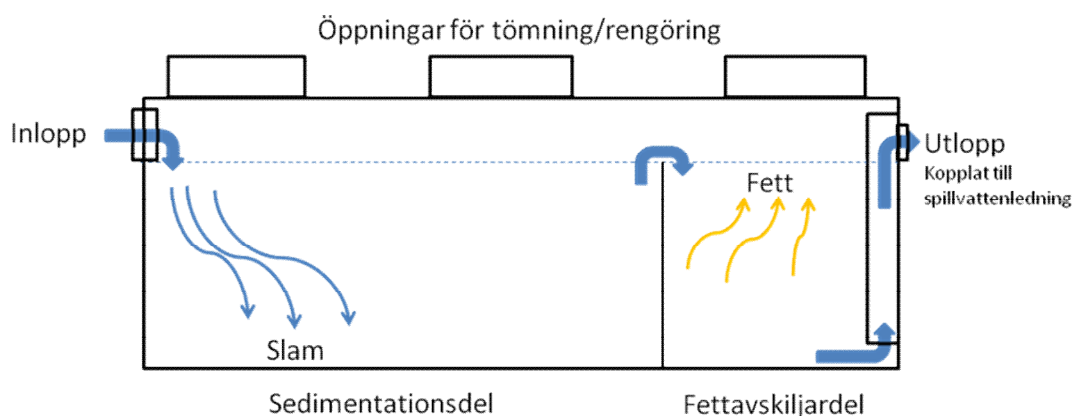
Det finns olika systemlösningar som inkluderar avfallskvarnar. I huvudsak finns två olika system; avfallskvarnen kopplas antingen direkt till spillvattennätet som leder vidare till reningsverket där spillvatten och matavfall behandlas och rötas tillsammans, alternativt till ledning i huset och vidare till en separat uppsamlingstank. En uppsamlingstank töms och efter eventuell vidare förbehandling, exempelvis ytterligare malning eller avvattning, förs innehållet till en rötningsanläggning. Den absolut vanligaste systemlösningen både i Sverige och internationellt är den förstnämnda. Idag finns endast några få områden i Sverige där avfallskvarnar är installerade. I Tabell 2-1 finns en sammanställning över områden där ett flertal avfallskvarnar installerats i hushållen.

Tabell 2-1. Sammanställning över områden där avfallskvarnar installerats, antal samt ansvarig kontakt.

Område	Vad	Ansvarig
Avfallskvarn till uppsamlingstank		
(a) Bo01, Malmö (b) Turning torso, Malmö (c) Rosen Restaurang, Malmö (d) Star Bowling, Göteborg <i>Kvarn till uppsaml.tank + ARV</i>	(a) 60 st installerades 2001 (b) 147 st installerades 2005 (c) kvarn installerades 2009 (d) kvarn installerades 2008	(a, b och c) VA SYD (d) Kretsloppskontoret
Avfallskvarn via ledningsnätet		
Kalmar, Småland <i>Avfallskvarn via ledning till ARV</i>	150 st i kommunen, en extra VA-taxa tas ut pga extra belastning på reningsverket.	Kalmar Vatten AB
Smedjebacken, Dalarna <i>Avfallskvarn via ledning till ARV</i>	600 st, SE & V erbjuder avfallskvarnspaket	Smedjebacken Energi & Vatten
Staffanstorps, Malmö <i>Avfallskvarn via ledning till ARV</i>	100 st installerades 1988-1989, idag ca 50 kvarnar kvar	SYSAV
Sundsvall, Västernorrland <i>Avfallskvarn via ledning till ARV</i>	Reko Sundsvall erbjuder avfallskvarnspaket (ger bidrag för att hålla kostnaden som kompostering)	Reko Sundsvall
Surahammar, Västmanland <i>Avfallskvarn via ledning till ARV</i>	Erbjuder avfallskvarnspaket (avtal om 8 år), startade 1993-	Surahammars KommunalTeknik AB

	1995, år 2001 fanns 2000 kvarnar	
Bokenäs, Bohuslän <i>Avfallskvarn via ledning till biogasanläggning (svartvatten)</i>	Konferens och semesteranläggning: 100 st till biogasanläggning	Bokenäs Resort & Conference
Skogaberg, Göteborg <i>Avfallskvarn via ledning till ARV (svartvatten)</i>	123 st installerades 2002-2005	Kretsloppskontoret i Göteborg

Uppsamlingstankarna (Avskiljningstank) som finns installerade i Malmö är specialdesignade slam- och fettavskiljare (Figur 2-1). Avfallskvarnarna som är installerade i köket är kopplade via ett ledningsnät till uppsamlingstanken som exempelvis är lokaliserad i källaren längst ner i huset eller under marken utanför byggnaden. Tanken är uppdelad i två steg. Matavfallet leds in i första steget, sedimenterar och bildar ett sedimentskikt. Från första steget går vattnet vidare till den mindre fettavskiljardelen. Slutligen leds vattnet från tanken ut i ledning direkt ut på det kommunala spillvattennätet. Matavfall och fett töms med tömningsintervall mellan 2-4 veckor och transporteras till rötkammare på Sjölunda reningsverk. Matavfallet rötas för biogasproduktion. Uppsamlingstanken installerad på Star Bowling i Göteborg liknar den beskrivna tanken med den skillnaden att sedimentationsdelen är en mindre del och det andra steget, fettavskiljardelen, är den större delen.



Figur 2-1 Schematisk bild av uppsamlingstank

2.2 Matavfallets komposition

Matavfallets komposition skiljer sig till viss del mellan hushåll, restaurang och storkök. Kompositionen hos avfallet beror naturligtvis av vad som mals ner i kvarnen. Källsorterat matavfall från restaurang och storkök kan ofta vara bättre sorterat och innehålla mer fett medan kompositionen hos matavfall från hushåll har en högre del av kolhydrater (Carlsson & Uldal, 2009). Källsorterat matavfall har en TS(torrsubstans)-halt på 30-35 %, varav ca 85 % utgörs av VS (glödförlust) (Carlsson & Uldal, 2009). För matavfall sorterat med avfallskvarn är TS-halten lägre eftersom papper inte tillförs genom kvarnen samtidigt som en stor del spolvatten används. Matavfall från avfallskvarn har också visat sig ha en högre VS än konventionellt utsorterat matavfall (Davidsson *et al.*, 2007).

Vid system där avfallskvarnarna är kopplade till spillvattennätet har prover tagits på spillvattnet för att granska eventuella förändringar efter installation av avfallskvarnar i hushållen, dock har inga prover tagits på själva matavfallets komposition. Studier i Staffanstorp visade på förhöjda halter av BOD₇ (biologisk syreförbrukning), COD (kemisk syreförbrukning), N (kväve) medan P-tot (totalfosfor) minskade i spillvattnet (Nilsson *et al.*, 1990). Dock visar en studie genomförd i Surahammar inte på någon märkbar mängdökning för kväve, fosfor eller BOD₇ till reningsverket (Karlberg & Norin, 1999). Erfarenhetsvärden för matavfallets komposition i uppsamlingstank erhålls i detta projekt genom provtagning och mätdata från lägenheterna i Turning Torso (Figur 2-2) och Västra Hamnen (Malmö), samt restaurangerna Rosen (Malmö) samt litteraturvärden från Star Bowling (Göteborg). I Turning Torso, Västra Hamnen samt restaurangerna i kvarteret Rosen går vätskefasen från uppsamlingstanken till spillvattennätet medan sedimentfasen tas till rötning.

För matavfallet från hushåll består ca 30-40% av kolhydrater, 30 % av proteiner och 20-40 % av fett, medan matavfallet från restaurangerna i kv. Rosen innehåller ca 80-90 % fett, och en tiondel protein och en knapp tiondel kolhydrater. Från restaurang Star Bowling påvisas ett lågt pH (4,2–5,5) samt en hög BOD₇-halt i vätskefasen vilket visade på en bristande funktion hos uppsamlingstanken på grund av för gles tömning (Sweco Environment AB, 2009). På grund av olika belastning på restaurangen under provtagningstiden blev uppsamlings-tankens funktion varierande; vid hög belastning hade den en bristande funktion medan vid lägre belastning fungerade tanken bättre. Tungmetallhalten för de flesta tungmetaller i matavfallsslurryn var låga. Kadmiumhalten var ungefär lika hög som i slam som rötats på Ryaverket. Utgående vatten från tanken hade i några prover högre zink- och kopparhalter än de värden som Gryaab använder som riktlinjer för utsläpp till spillvattennätet (Sweco Environment AB, 2009).

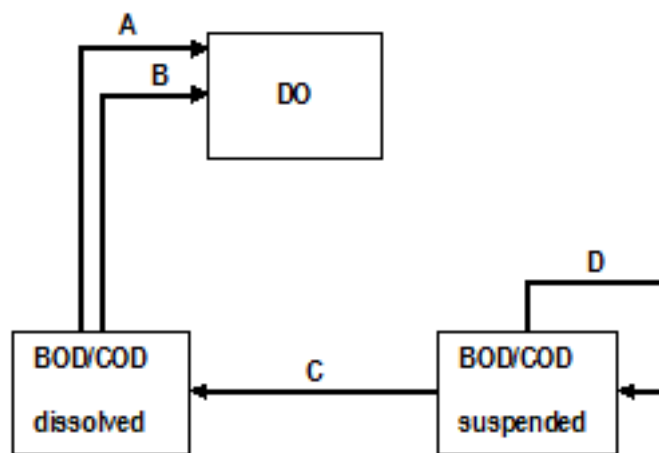


Figur 2-2. Del av Västra hamnen med Turning Torso i Malmö.

2.3 Processbeskrivning av de två systemlösningarna

Processerna i system med tankar för uppsamling av kvarnavfall och med anslutning direkt till rörnätet har många likheter; men också en del skillnader. I båda systemen spelar nedbrytning av avfallet och partiklarnas sedimentationsförmåga en central roll men därutöver skiljer systemen sig avsevärt således att materialets nedbrytbarhet och

sedimentationsförmåga kan få helt olika inverkan. I system med uppsamling i tank blir processbeskrivningen enkel. Sedimentationen har central betydelse för i vilken omfattning det nermalda organiska materialet sedimenterar i uppsamlingstanken och nedbrytningen bestämmer sen i vilken omfattning det sedimenterade materialet löses upp och eventuellt lämnar tanken som löst organiskt material innan tömningen av tanken. Systemet med direktkoppling på avloppsnätet inkluderar många flera processer. Figur 2-3 visar en schematisk bild av processerna i rörnätet som de implementeras i en av de datormodeller (MOUSE TRAP) som finns tillgängliga på den svenska marknaden (DHI, 2010).



Figur 2-3. Konceptskiss av modellen som inkluderar löst och suspenderat organiskt material och löst syre (DO) och används i Mouse trap. Process A = nedbrytning i biofilm, B = nedbrytning i vattenfasen, C = hydrolys och D = tillväxt av heterotrofer. Bilden är hämtad från DHI (2010). Publicerad och avritad med tillstånd från DHI.

I modeller är sedimentation och nedbrytning (hydrolys) av materialet centrala processer, men dessutom ingår en lång rad processer som är specifika för respektive rörsträcka och det avloppsvatten som finns i röret förutom det nedmalda kvarnavfallet.

I röret är tre substanser centrala - syre, löst organiskt material och suspenderat organiskt material. De centrala processerna är aerob (syreförbrukande) omvandling av löst organiskt material i biofilmen på rörväggen och i suspensionen samt tillväxt av heterotrofa bakterier (aktivslam) i vätskefasen. Suspenderat material kan sedimentera eller resuspenderas beroende på de aktuella strömningsförhållandena i ledningen. Det kan hydrolyseras och omvandlas till löst organiskt material som kan omvandlas mha syre av bakterierna i suspensionen eller i biofilmen på rörväggen, dvs med resten av processerna.

På avloppsreningsverket fördelas blandningen av partiklar mellan rensgaller, försedimentering och sekundär biologisk rening. Dvs nedmalt, ej nedbrutet kvarnavfall blandat med andra partiklar som finns i avloppsvattnet samt delvis nedbrutet material av

samma typ, avriven biofilm från rörväggen och resuspenderat sedimenterat material fångas upp i olika delar av reningsverket. Detta betyder att materialet från avfallskvarnarna kan antingen hamna i renset från gallret som vanligtvis går till förbränning, sedimentera i försedimenteringen och bli tillgängligt för rötning eller så kan materialet hamna i den luftade biologiska reningen och därmed ge upphov till syreförbrukning; men också bidra positivt till denitrifikation och även till rötning om verket tillämpar rötning av överskottsslam.

I denna förstudie har fokus lagts på att karakterisera egenskaperna hos det nedmalda avfallet eftersom en kartläggning och dokumentation av alla processer som sker i rörnätet ligger långt ifrån det som är möjligt inom projekts ramar. Det betyder att fokus har lagts på karakterisering av avfallens centrala egenskaper d.v.s. partikelstorleksfördelning av det nermalda avfallet, sedimentationsegenskaper och nedbrytbarhet från partikulär till löst form (hydrolys). Grundat på dessa egenskaper kan det göras en första utvärdering av effekten av nermalt kvarnavfall i de två systemen. Nedbrytningen av partikulära till lösta ämnen i hydrolyspprocessen är viktigt för den fortsatta nedbrytningen av lösta organiska ämnen i biofilmen på rörväggen eller i suspensionen.

I systemet med tank som bara hanterar nermalt avfall finns i stort sett alla processer av betydelse med i undersökningen; men för system med anslutning till rörnät blir utvärderingen mer begränsad eftersom betydelsen av annat material än kvarnavfall och alla de rörnätsspecifika processerna bara tas upp i begränsad form. Kapitlet 2.4 beskriver de erfarenheter av nedbrytning av matavfall i ledningsnät eller i tanksystem som hittats i litteraturen.

2.4 Nedbrytning i systemen

Nedbrytning av matavfall i ledningsnätet beror av rinntider samt huruvida det är anaeroba eller aeroba förhållanden. Få projekt har utrett frågan om nedbrytning av matavfallet i ledningsnät eller uppsamlingstank och de fall där nedbrytning under transport diskuterats är i system där matavfallet transporteras i ledningsnätet tillsammans med spillvatten till reningsverket. De resultat som hittas i litteraturen påvisar då ingen noterbar skillnad. Ofta görs antagandet att eventuell nedbrytning är försumbar då rinntiderna till reningsverket är relativt korta.

Torell (1994) visar att för filtrerat spillvatten (exkluderat matavfall) kan en 50 %-ig nedbrytning av organiskt material mätt som COD-total (total kemisk syreförbrukning), uppstå på ledningsnätet under aeroba förhållanden. Ledningsnät med ett anaerobt förhållande ger endast 1-2,5 % nedbrytning per timme för spillvatten (Torell, 1994). För spillvatten, inkluderat nedmalt matavfall, bryts det redan lösta organiska materialet ned under transporten i ledningsnätet medan det partikulära är relativt stabilt och bryts inte ned (Cedergren, 2007).

Dock har ingen skillnad för svavelvätebildning i ledningsnätet efter installation av avfallskvarnar noterats för varken Surahammar (Andersson, 2009, muntlig kommunikation) eller Skogaberg (Karlsson, Aarsrud & de Blois, 2008). I Fossnes har, trots många pumpar på systemet (LTA-system - lågtrycksavloppssystem), ingen ökad

sedimentation eller svavelvätebildning påträffats under uppföljningsperioden (Paulsrud, 2009, muntlig kommunikation). Efter uppföljningsperioden har inga fler undersökningar gjorts men driftpersonalen för Stokke kommune har inte upptäckt någon märkbar skillnad i svavelvätebildning (Hansen, 2011, muntlig kommunikation).

I system där avfallskvarnen är ansluten till en uppsamlingstank och sedimenterar med ett tömningsintervall på några veckor finns större sannolikhet för att nedbrytning och gasproduktion sker. Dock har ingen litteratur hittats kring detta. I restaurang Star Bowling i Göteborg, där en avfallskvarn installerades kopplad till en uppsamlingstank dit även diskmaskinen och golvbrunnar var kopplade, undersöktes gasavgång vid tömning av tanken. Gasmätaren detekterade endast kolmonoxid vid tömning. Inget svavelväte eller metan detekterades, dvs det sker en viss nedbrytning men den är inte fullständig. I slam- och fett delen uppmättes endast låga kolmonoxidhalter (Sweco Environment AB, 2009).

2.5 Sedimentering och igensättning

Vid installation av avfallskvarn kopplad till spillvattenledningen ökar mängden suspenderat material i ledningsnätet (beroende på antalet installerade avfallskvarnar behöver dock inte mängden vatten i ledningsnätet öka avsevärt). Vattenförbrukning för spolning vid malning av matavfall i avfallskvarnen är uppskattad till ca 4,5 l/avfallskvarn och dygn (Lampa, 2009) vilket kan jämföras med en toalettspolning/dygn. I Staffanstorps noterades ingen märkbar skillnad i ökad mängd vatten till reningsverket (Nilsson *et al.*, 1990).

I Stokke kommun, Norge, installerades avfallskvarnar i ett stort antal hushåll och av driftspersonalen upplevdes materialet som sedimenterats i ledningarna som mjukt, segt och kaffesumpliknande och ansågs ha uppkommit efter installation av matavfallskvarn (Nedland, 2006). I Surahammar uppfattades ingen skillnad med avseende på sedimentering och igensättning sedan införandet av matavfallskvarn med undantag för redan trasiga ledningar eller ledningar med mycket svag lutning då det kunde bli stopp (Karlberg & Norin, 1999).

I en uppsamlingstank visar erfarenheter att det är viktigt med en tillräckligt stor sedimentationsdel och en lite mindre fettavskiljardel, så inte sedimentskiktet flyr över till fettavskiljardelen (Star Bowling i Göteborg). I Malmö där uppsamlingstankarna har en större sedimentationsdel (Turning Torso, Västra Hamnen och kvarteret Rosen) har systemen fungerat relativt tillfredsställande. Ett problem som observerats är att LPS-enheten (som höjer trycket i ledningen) innehåller en skärande del som ytterligare finfördelar avfallet. LPS-enheten mal matavfallet för fint för att det ska sedimentera tillfredsställande (Bissmont, 2009, muntlig kommunikation).

Med avfallskvarn kopplad till spillvattennätet ökar mängden fett till ledningsnätet. Mängden beror dels på om det är matavfall från hushåll, restauranger eller storkök, dels på om avfallskvarnen först är kopplad till en fettavskiljare eller ej. Om detta utgör driftproblem i ledningsnätet beror på i vilken utsträckning som installationer av avfallskvarnar sker. Blecken *et al.* (2010) uppger att fett från enskilda hushåll i vissa svenska kommuner är en viktig bidragande faktor till mängden fett i ledningsnät jämfört

med verksamheter och uppger samtidigt att exempelvis Stockholm Vatten inte anser det. Ansvarig för drift av vatten och avlopps nätet i Stokke kommune, Norge har erfarit att konsistensen av fettlagringarna har förändrats i spillvattennätet: segare och krupit upp längs väggarna, dock inga stopp (Hansen, 2009).

2.6 Ledningar

Erfarenheter av installerade avfallskvarnar kopplade till spillvattennätet är goda i Surahammar. Idag har 40 % av hushållen i Surahammar avfallskvarn kopplat till spillvattennätet och reningsverket. För att minska eventuella problem erbjuder Surahammar KommunalTeknik filmning av ledningen innan installation för att upptäcka eventuella ras eller liknande som kan orsaka problem. Dessutom installeras inga avfallskvarnar i befintliga problemområden. Filmningar görs nu endast i betongledningar då Surahammar KommunalTeknik erfarit att plastledningar inte utgör något problem. Ledningsnätet utgörs av självfall med gradienten 0,004-0,005 (Karlberg & Norin, 1999; Andersson, 2009).

I Stockholm stad har Stockholm Vatten efter en omfattande utredning, valt att tillåta installation av avfallskvarn i hela upptagningsområdet trots att vissa ledningssträckor har långa rinntider (Stockholm Vatten, 2008).

I Göteborg har det också undersökts huruvida avfallskvarn skall tillåtas, men en sådan tillåtelse kommer troligen begränsas till vissa områden eftersom stora delar av staden har LTA-system (lätt trycksatt avlopp) och redan idag har problem med svavelvätebildning vid pumpstationerna (Kretsloppskontoret, Göteborg Vatten & Gryaab AB, färdig under 2011).

3 Material och metoder

I detta kapitel finns beskrivningar av de material (fullskaleprover, egna kvarnavfall efter ”recept”, kvarnar och kvarnbänk med tank) och metoder som använts i förstudien. Förutom standardiserade analyser som användes för att karaktärisera avfallet gjordes ett antal tester med metoder som egentligen är framtagna för andra typer av material (t.ex. avloppsvatten, avloppsslam och jordtyper) för att beskriva ett antal centrala karaktäristika. Följande parametrar undersöktes:

- Sedimenteringsegenskaper undersöktes genom att mäta slamvolymindex, SVI
- Tanksystemet simulerades i en modell av en avskiljningstank kopplat till olika kvarnar
- Partikelstorleksfördelningen i avfall från olika kvarnar och från fullskalesystem bestämdes genom siktning
- Nedbrytning av avfall under olika förutsättningar (olika temperatur, inverkan av avloppsvatten, svartvatten, avfall från tanksystem, diskmedeltillsats) simulerades genom korta och långa hydrolystester.
- Risken för metanbildning i tanksystem undersöktes genom så kallade spontana metanbildningstester.
- Eventuell reducering av metanpotentialen genom nedbrytning under transport i ledningsnät eller lagring i tanksystem undersöktes genom att satsvist utröta färskt och hydrolyserat (kort tid och lång tid) kvarnavfall.
- Eventuell hämning på metanbildningen från diskmedel undersöktes genom att satsvist utröta avfall som hydrolyserats tillsammans med olika koncentrationer av en anjonisk tensid (vanligen förekommande i handdiskmedel).

3.1 Beskrivning av kvarnar

En del av syftet med projektet var att undersöka betydelsen av avfallens partikelstorleksfördelning. Partikelstorleken hos det nedmalda avfallet är viktig eftersom stora partiklar antas kunna orsaka igensättning i ledningsnätet och små partiklar riskerar att sätta igång den biologiska nedbrytningsprocessen (hydrolys och metanbildning) för tidigt i systemet. För att få till olika partikelstorleksfördelningar användes tre olika kvarnar samt en simulerad kvarn (manuell nedmalning i en mixer). Två kommersiellt tillgängliga kvarnar användes, Uson Waste King 2625 och WasteMaster 8825-BF. Det konstaterades att de kvarnar som finns på marknaden idag ger en väldigt finpartikulär avfallsfraktion. För att undersöka sedimenterings- och nedbrytningsegenskaperna vid olika partikelstorlek är det önskvärt med en kvarn med större hålstorlek¹. Därför gjordes en modifiering av kvarnen Waste King för att mala grövre. Leverantören (Uson Miljöteknik AB) ändrade på hålstorleken i denna kvarntyp vilket gav en kvarn som här benämns Waste King – grövre. Denna kvarn gav emellertid inte mycket grövre partiklar. För att erhålla ett ytterligare grövre malt avfall simulerades en grov kvarn genom att manuellt sönderdela avfall i en hushållsmixer (roterande knivar i botten av en behållare). Denna fraktion fick benämningen Mixer.

¹ Med hålstorlek avses hålen i den skiva som likt en hushållsmixer maler matavfallet i kvarnen.

Benämning	Beskrivning
Waste King (WK)	Konventionellt malt avfall genom en Waste King
Waste Master (WM)	Konventionellt malt avfall genom en Waste Master
Waste King – grövre	Konventionellt malt avfall genom en modifierad Waste King (större hålstorlek)
Mixer	Avfall som sönderdelats i en mixer (med vattentillsats)

3.2 Matavfallets karaktär

Matavfallet som använts vid kvarntesterna har tagits fram enligt ett standardiserat recept som valts ut enligt de erfarenheter som hittats i litteraturen (Miljöstyrelsen, 2004, se bilaga) och de resultat som analyser av fullskaleprover från kvarnsystem gett, se Figur 3-1. Receptet anpassades även för att undersöka effekterna av nedmalning av matavfall som tidigare upplevts problematiska från hushållens sida, så som nötskal (Bissmont, 2010). För att kunna återskapa samma avfall flera gånger (utan alltför stora variationer i innehållet) köptes olika livsmedel in och användes relativt ”färska”. I första hand har matavfall som efterliknar det som hushållen genererar genom användande av avfallskvarnar (matavfall – hushåll) använts, men i vissa tester har även ett matavfall motsvarande det som användande av avfallskvarnar på restaurang skulle generera (matavfall – restaurang), undersökts. De framtagna avfallstypernas innehåll med avseende på fett, protein, kolhydrat och energi har beräknats och analyserats, Tabell 3-1. Skillnaden mellan det beräknade innehållet och det uppmätta förklaras dels av osäkerhet i mätmetoderna och dels av svårigheten att ta ut ett representativt prov ur det nedmalda avfallet. Det beräknade innehållet har tagits fram med hjälp av livsmedelsverkets databas över innehåll i olika livsmedel (Livsmedelsverket, 2010).

Tabell 3-1. Innehåll av kolhydrat, protein, fett, aska och energi i de framtagna avfallstyperna som använts i de laborativa undersökningarna.

Typ av avfall	Hushåll		Restaurang	
	Beräknat	Uppmätt	Beräknat	Uppmätt
Kolhydrater (% av TS)	31 %	39 %	15 %	26 %
Protein(% av TS)	21 %	17 %	25 %	16 %
Fett (% av TS)	45 %	40 %	56 %	41 %
Askhalt	3 %	4 %	4 %	17 %
Energi kcal/100 g TS	576	585	638	533



Figur 3-1. Delar av råvaror till eget matavfall.

De framtagna avfallstyperna innehöll olika blandningar av ägg, bönor, nötter, pasta, potatis, vitkål, äpplen, banan, lök, grädde, rapsolja och sill. Då antalet tester var många och erforderlig mängd avfall i en del av testerna var stor gjordes en begränsning i antalet olika livsmedel som avfallstyperna bestod av. I den mest använda av de framtagna avfallstyperna, hushållsavfallet, uteslöts animaliska restprodukter och fisk av hygieniska och arbetsmiljömässiga skäl. Då det inte förväntas att animalier utgör en stor del av det avfall som mals ned i ett system med avfallsskvarn bör inte detta ha påverkat resultaten nämnvärt. I det framtagna restaurangavfallet utgjorde fisk en betydande del (28 vikts-%).

3.3 Vattentillsats

Mängden vatten som krävs för nedmalning av matavfall i avfallsskvarn kan vara relevant för påverkan på ledningsnät och även i förhållande till tanksystemens funktion. Detta är dock högst beteenderelaterat och kan därför variera kraftigt från hushåll till hushåll. Ett antal referenser har hittats där detta utretts tidigare (Tabell 3-2). Referenserna har i Tabell 3-2 även räknats om till liter vatten per kg alstrat matavfall med hjälp av nyckeltal för matavfallsgenerering i svenska flerfamiljshushåll (RFV 2005). Det bör påpekas att dessa data inte behöver vara representativa för de internationella källor som använts.

Tabell 3-2. Vattenförbrukning vid användning av avfallsskvarnar i hushåll enligt tidigare referenser.

Värde	Enhet	L/kg matavfall	Referens
3	L/hushåll, dygn	7,2	Köksavfallsskvarnar (KAK) i Stockholm, Maj 2008
6	L/hushåll, dygn	14,5	Köksavfallsskvarnar (KAK) i Stockholm, Maj 2008
4,3	L/person, dygn	15,6	Marashlian and Mutasem El-Fadel (2005)
4,5	L/hushåll, dygn	10,9	Köksavfallsskvarnar i Göteborg, Preliminär rapport 13 oktober 2009
3,8	L/person, dygn	13,8	NYC i Köksavfallsskvarnar i Göteborg, Preliminär rapport 13 oktober 2009
19,3	L/kg matavfall	19,3	Nilsson <i>et al.</i> , 1990
3	L/person, dygn	10,9	Nilsson <i>et al.</i> , 1990
12,4	L/kg matavfall	12,4	Wainberg <i>et al.</i> , 2000
Genomsnitt:		13,2	

Det bör även påpekas att flera av de referenser som citerats är gamla. Då medvetenheten kring sparande av vatten kan förväntas öka med tiden kan det vara missvisande att använda sig av gamla uppgifter. För att kompensera för detta har det beräknade genomsnittet minskats något och 12 liter vatten per kg matavfall användes vid försöken.

3.4 Kvarnuppställning med tank

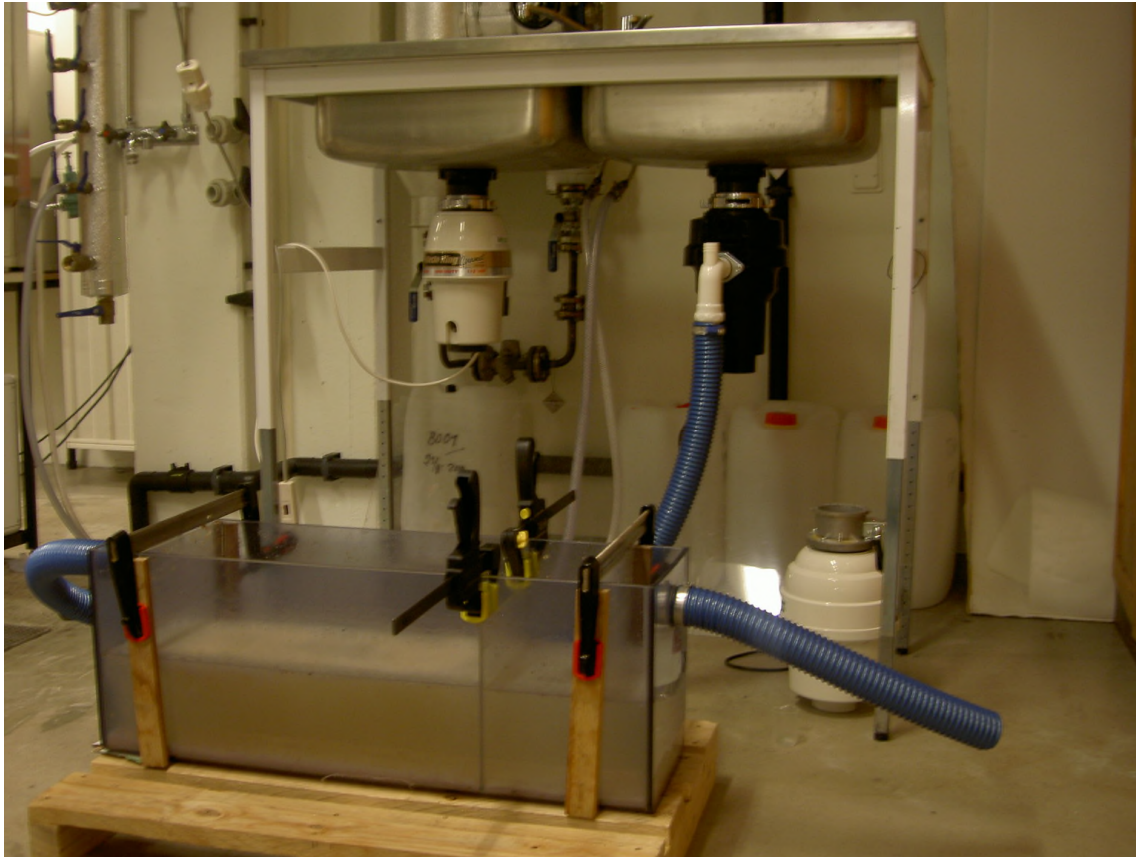
För att undersöka effekterna av uppsamling av malt matavfall i tank konstruerades en tank i labbskala, som kopplades till de kvarnar som användes i kvarnbänken, se Figur 3-2. Tanken konstruerades i genomskinligt plexiglas med samma proportioner som de tankar som idag används i Bo01 och Turning Torso i Malmö (skala 1:100). Den totala aktiva volymen i tanken var drygt 40 liter. Laboratorietanken konstruerades även med samma design och placering av mellanväggar som fullskaletankarna, med en sedimentationsdel som upptar drygt 70 % av den totala tankvolymen. Vid malningen användes en känd mängd vatten (12 liter/kg matavfall). Avsikten var att mängden skulle motsvara den mängd som enligt tidigare studier normalt används för nedmalning av matavfall i avfallsskvarn.

Syftet med försöken var att utreda hur materialet fördelas i tanken; dels mellan de båda facken och dels mellan flytskikt och bottenskikt. Andelen material som följer med utloppet analyserades också. Försök gjordes med både hushålls- och restaurangrecept och med två olika hushållsskvarnar; vanlig samt grövre WK (Waste King). Vid varje försök fylldes tanken först med 40 l vatten innan matavfallsnedmalningen påbörjades.

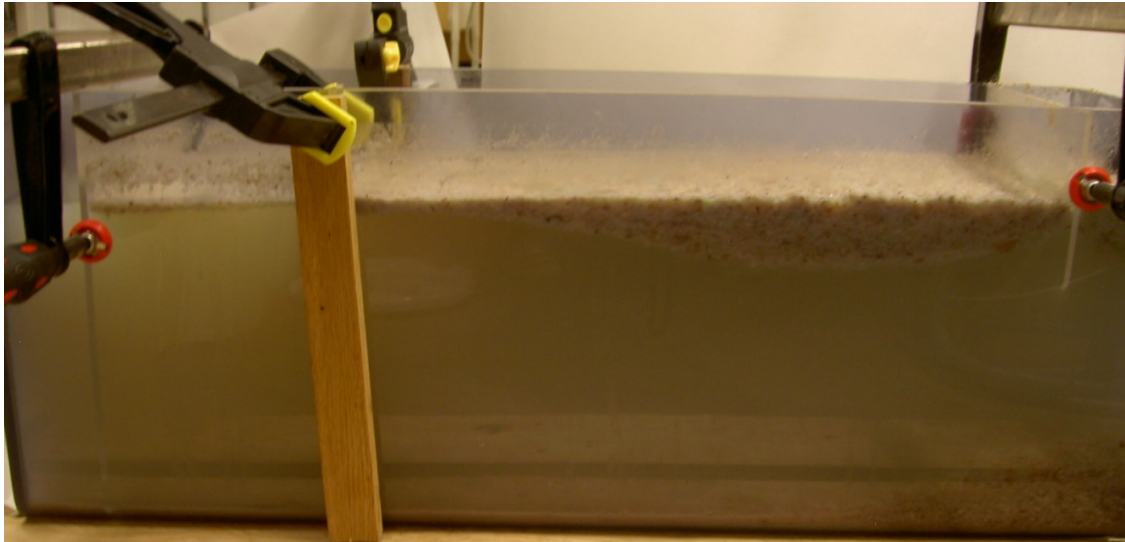
Försöksupplägget var enligt följande:

Först maldes ca 4 kg material, med vattentillsats, ner i den vattenfyllda tanken, se Figur 3-3. Utloppet, med en ungefärlig volym av 48 l, samlades upp i hinkar. Mängden SS (suspenderad substans) bestämdes för varje hink för att följa förändringen under försöket. Provtogs också för TS- och VS-analys (glödförlust) ur en av de senare hinkarna. Ett par timmar senare gjordes en första selektiv tömning av tanken. Flytskikt och bottenskikt för respektive fack samlades försiktigt upp med spade respektive handpump och vägdes. Provtogs ut för TS- och VS-bestämning med syfte att beräkna mängdfördelningen av TS och VS i tanken. Efter provtagning återfördes kvarvarande

material till tanken. Sedan simulerades en total tömning på tankinnehåll genom provtagning i respektive fack efter omblandning. Proven vägdes, volymbestämdes och analyserades för TS- och VS-halt med syfte att beräkna den totala mängden TS och VS i respektive fack. En andra selektiv tömning gjordes sedan morgonen därpå, enligt samma princip som den första, med syfte att undersöka omblandningens påverkan på fördelningen av material.



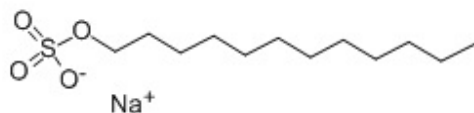
Figur 3-2. Kvarnuppställning kopplat till tank.



Figur 3-3. Tanken som kopplats till kvarnbänken efter nedmalning av avfall.

3.4.1 Tensider

För att undersöka effekten från tensider på nedbrytning och metanproduktion genomfördes ett hydrolysförsök med efterföljande metanpotential försök. Vid försöket tillsattes tensiden Natriumdodecylsulfat (Figur 3-4) (CAS 151-21-3, i princip helt ren, 100 %) i varierande mängder (1,6 g, 6,4 g och 16 g) i 1 kg färskt nedmalt matavfall (innehållande vatten i proportionerna avfall:vatten 1:12; nedmalt i Waste King) utspätt med ytterligare 1 liter kranvatten. Natriumdodecylsulfat tillhör gruppen anjoniska tensider som är mycket vanliga i handdiskmedel. Den återfinns t ex i ICA Skona handdiskmedel. Tensiden tillsattes så att den slutliga koncentrationen i respektive hydrolyreaktor blev 800 mg/l, 3200 mg/l och 8000 mg/l.



Figur 3-4. Natriumdodecylsulfat.

Provtagningar genomfördes efter 0, 2 h, 24 h, 48 h, 72 h, 96 h, 120 h, 1 vecka, 2 veckor, 3 veckor och 4 veckor. Försöket pågick i 28 dagar. Vid provtagningen togs ett prov ut med hjälp av en spruta. Proverna filtrerades (Munktell 1002, 110 mm) innan analyser av pH, VFA (flyktiga fettsyror), COD, TOC (totalt organiskt kol) och ammonium genomfördes.

3.5 Inhämtning av fullskaleprover

Prover hämtades kontinuerligt från fullskaleanläggningar kopplade till hushåll i Västra Hamnen (Bo01 och Turning Torso) samt kopplade till restauranger (Lilla Torg, kvarteret Rosen). Proverna (ca 20 liter material per tillfälle) togs ut vid reguljär, tömning av tanken

(var fjärde vecka i Västra Hamnen och varannan vecka kv. Rosen) och sammansättningen bör därmed vara representativt med det material som inkommer till biogasanläggningen. TS-halten i proverna är dock något högre än vad som kan förväntas vid tömning av hela tanken eftersom proverna tagits ut med den så kallade Wincklermetoden (SGC, 2010) i en provpunkt i det första facket (sedimentationsdelen) nära inloppet. Winckler-metoden innebär att ett plexiglasrör försiktigt förs ner lodrätt i tanken. När röret når botten försluts det nertill. På detta sätt fås ett tvärsnitt av innehållet i tanken innehållande både flytande och sedimenterat material. I denna provpunkt är skiktet med sedimenterat avfall något högre än i andra änden av tanken eftersom det visat sig att sedimentet har en tendens att lägga sig som en backe med högsta punkten nära inloppet. Proverna transporterades direkt från insamlingspunkten till laboratoriet för analys. Samtliga analyser genomfördes/påbörjades inom 72 timmar efter att proverna hämtats från respektive fullskaleanläggning. Proverna förvarades kyllda (6°C) fram till analys.

3.6 Analyser

De analyser och undersökningar av fullskalemateriel och egna nedmalda avfall som utförts finns beskrivna i de följande avsnitten.

3.6.1 Provkaraktisering

TS/VS - Torrsubstanshalt (TS) och glödförlust (VS) bestämdes i enlighet med standard metoder (APHA (2005)). Triplikatbestämningar av alla prov gjordes.

pH - bestämdes med ett 320 WTW instrument.

VFA - Flyktiga fettsyror (Volatile Fatty Acids, VFA) i form av propionat och acetat bestämdes genom att centrifugera (Centronix Microcentrifuge, Model RPM X 1000) och filtrera (Munktell 1002, 110 mm) proverna och konservera dem med fosforsyra (0,1 ml till 0,9 ml prov) och därefter injicera (0,2µl) proverna i en gaskromatograf (Agilent 6850 Series) med en HP-FFAP kolonn (30m/0,53 mm/1 µm) vid 80-130 °C, temperatur in 180°C, ugnstemperatur 260 °C. Alla koncentrationer av acetat och propionat uttrycks i denna rapport i mg/l omräknat till COD för att möjliggöra addition av de båda fettsyrorna.

COD, Ammonium, NH_4^+ och sulfat, SO_4^{2-} - bestämdes med en Hach, Model LCK 303 genom att (vid behov) centrifugera (Centronix Microcentrifuge, Model RPM X 1000) och därefter filtrera proverna (Munktell 1002, 110 mm).

Elementanalys - Analys av tungmetaller, K, P och S gjordes av uppslutna prover (Svensk Standard SS 02 91 50) på Växtekologens laboratorium (Lunds Universitet) med hjälp av ICP-AES (Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy) i en PerkinElmer model OPTIMA 3000 DV.

TOC och N-tot - Halten totalt organiskt kol och total-kväve bestämdes även hos växtekologen med en TOC-VCPH med tillhörande TNM-1 från Shimadzu.

Protein, kolhydrater, fett och energiinnehåll – Analysen gjordes av torkade prover av Eurofins AB enligt följande metoder: Råprotein N*6,25 (Kjeldahl) Mod. NMKL nr 6 Kjeltex, kolhydrater beräknade enl SLV FS 1993:21, råfett enligt SLV VF 1980 Lidfett0A.07, energi beräknat enligt SLV FS 1993:21.

3.6.2 Partikelstorleksfördelning

Ett 1-litersprov togs ut från prover inkomna från fullskaleanläggningar under omrörning för att undvika sedimentering. Provet siktades genom siktar med olika maskvidd (8, 4, 2 och 1 mm maskvidd, Haver & Boeker ISO 3310-1). Siktarna ”sköljdes” därefter med 3 liter kranvatten för att minska risken för att mindre partiklar fastnar på siktarna med större maskvidd. Alla siktar vägdes enskilt (efter avrinning) och vikten samt andel TSS (Total suspenderad substans) på vätskan som passerat alla siktarna noterades. Alla mätningar gjordes med tredubbla bestämningar. TSS bestämdes enligt europeisk standard (EN 872:1996).

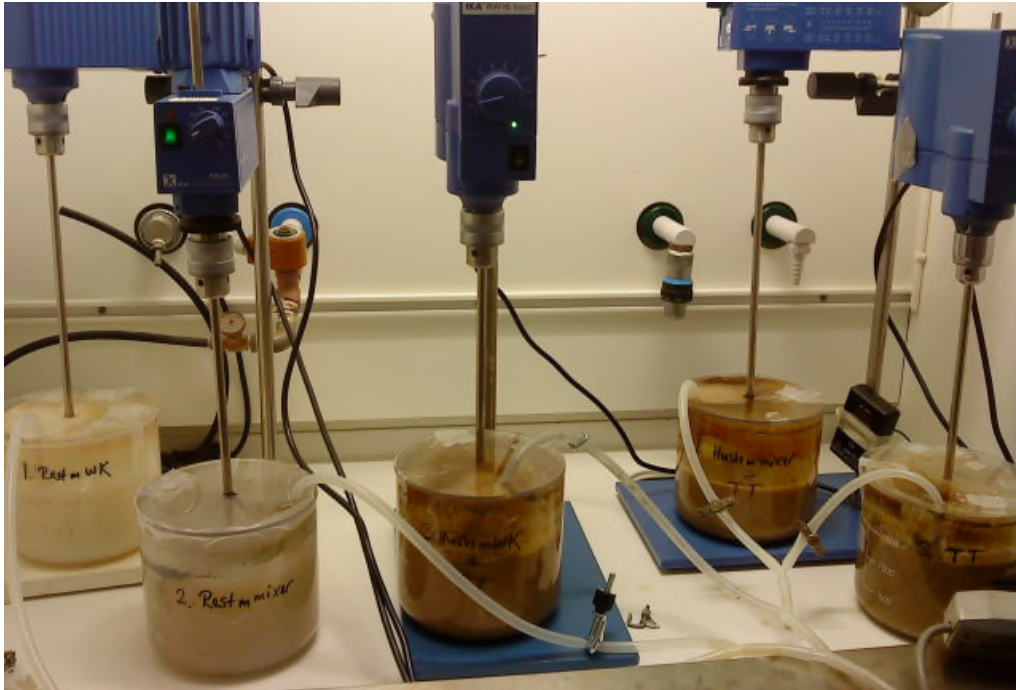
3.6.3 Sedimenteringstest

Ett 1-litersprov togs ut under omrörning. Provets sedimenteringsegenskaper bestämdes genom att låta provet sedimentera under totalt 30 minuter i en sedimenteringskon. Volymer av de olika skikten (flytskikt, klarfas och sediment) noterades efter 5, 10, 20 och 30 minuter. Ett slags anpassat slamvolumindex beräknades som förhållandet mellan slamvolymen (efter 30 min) och halten TS i det ursprungliga provet. Normalt används inte TS utan SS (suspenderad substans) vid bestämning av SVI, men då proverna (i de flesta fall) inte gick att filtrera tillfredsställande har istället TS genomgående använts. Alla prover testades med tredubbla bestämningar.

3.6.4 Nedbrytning/ Hydrolysförsök

Nedbrytningsegenskaperna hos kvarnavfall studerades genom att utföra satsvisa hydrolysförsök under olika förhållanden som simulerar de båda systemen (tank respektive ledningssystem). Metoden har tidigare använts för hydrolystester av olika slam, bl.a. i Norlander (2008) och Jönsson *et al.*, (2008). Hydrolysförsöken utfördes i 2-liters reaktorer (Figur 3-5) under syrefria förhållanden (kontinuerlig tillförsel av kvävgas ned i vätskevolymin). Reaktorerna var omrörda, men olika omrörningshastighet användes för att simulera tanksystemet (låg omrörning) respektive avloppsledning (hög omrörning). Flödet i avloppsnätet bedömdes vara betydligt högre än i en avskiljartank (ombyggd fettavskiljare). Följande parametrar har studerats eftersom de kan visa på om en nedbrytning pågår:

- pH – sjunkande pH tyder på en bildning av flyktiga fettsyror (VFA); ökande pH tyder på att fettsyror förbrukas
- Flyktiga fettsyror (VFA, mätt som propionat och acetat, omräknat till mg COD per liter) – koncentrationen av fettsyror visar om en syrabildningsprocess pågår
- Löst COD – om andelen löst COD ökar har en upplösning av partikulärt organiskt material skett
- Löst TOC (DOC – löst organiskt kol) – om andelen löst TOC ökar har en upplösning av partikulärt organiskt material skett
- Löst ammonium (NH_4^+) – En nedbrytning av organiskt material medför också en ökad andel ammonium.



Figur 3-5. Uppställningar för test av nedbrytningsegenskaper med hydrolysförsök. Reaktorer med omrörning (propeller) och kvävgastillförsel.

Satsvisa hydrolysförsök genomfördes vid 20°C och i vissa fall vid 6°C vid olika betingelser (olika uppehållstid, partikelstorlek, substrat etc). Hydrolysförsök representerande avfallskvarnar anslutna till avloppssystem, där normalt matavfall blandats med avloppsvatten i proportionerna 1:1 (våtmängder) genomfördes under 36 timmar under konstant omrörning (~170 varv/min). Hydrolysförsök representerande avfallskvarnar anslutna till svartvattensystem, där normalt matavfall blandats med svartvatten i proportionerna 3:2 (våtmängd) genomfördes under 36 timmar under konstant omrörning (~170 varv/min). Dessutom utfördes hydrolysförsök representerande kökskvarnssystem anslutna till avskiljartank, där normalt matavfall i några reaktorer blandats med avfall från fullskalesystem med avfallskvarn till avskiljartank (Turning Torso, Malmö) i proportionerna 1:1 (våtmängder). Försöket genomfördes under 4 veckor med konstant omrörning (~50 varv/min). Effekterna av olika partikelstorlek (olika kvarnar) och innehåll av detergenter (olika koncentrationer) undersöktes under totalt fyra veckor. Provtagningar genomfördes med kortare intervall under de första 36 timmarna och därefter 1 gång/vecka. Samtliga prover (VFA, COD, TOC, NH₄-N) filtrerades innan analys (Munktell 1002, Ø 110 mm, porstorlek 6-10 µm).

För att utvärdera hur mycket av det organiska innehållet som potentiellt förloras under transporten i ledningsnätet eller vid lagring i tank, d.v.s. ej kan nyttjas för t ex biogasproduktion, har TS/VS före respektive efter försöken jämförts och nedbrytningsgrader beräknats där det varit möjligt.

3.6.5 Beskrivning av svartvatten, avloppsvatten och matavfall

De olika material som användes som ymp i hydrolysförsöken bestod av (se Tabell 3-3):

Svartvatten – Svartvattnet kom från ett svartvattensystem (bufferttanken) vid en demonstrationsanläggning i Sneek, Nederländerna. Demonstrationsanläggningen innefattar 32 hus med separat insamling av gråvatten och svartvatten, Provet togs ut 2010-11-02 och förvarades därefter kallt fram till uppstarten av försöket.

Matavfall – Nedmalt matavfall från fullskalesystem hämtades från uppsamlingstank i Turning Torso, Malmö, 2010-11-15. Provet förvarades kallt fram till uppstarten av försöket.

Avloppsvatten – hämtades från en provtagningspunkt innan gallret på VA SYDs avloppsreningsverk i Lund (Källbyverket), 2010-11-01. Avloppsvattnet förtjockades inte och utgjorde därför en liten andel av totala torrsubstansen när det blandats med matavfallet.

Tabell 3-3. Karaktäristik hos de substrat som använts som ymp i hydrolysförsöken.

	TS	VS	CODIöst
Avloppsvatten	0,08	0,03	286
Svartvatten	1,5	1,2	6597
Matavfall	5,1	4,4	7980

3.6.6 Mätning av metanpotential

Metanpotential mättes i färsk och hydrolyserade avfall genom satsvisa utrötningsförsök enligt den metod som finns beskriven i Hansen *et al.* (2003). De aktuella avfallen blandades med rötrest från en befintlig fullskalerötkammare (Källby reningsverk, Lund) i proportionerna 2:3 (avfall:ymp) på VS-basis. Avfallen rötades i gastäta glasflaskor (2 liter totalvolym) vid mesofil temperatur (37°C) i värmeskåp tills gasproduktionen avstannade. Producerad metan mättes genom att gasprover togs ut i en gastät spruta och analyserades med gaskromatograf (Agilent 6850 series med en flamjonisationsdetektor och en HP-1 kolonn (30 m/0,32 mm/0,25 µm), temperatur in 50°C; temperatur i detektorn 200°C).

3.6.7 Förlust av gaspotential/Spontan metanbildning

Spontan metanproduktion från fullskaleprover undersöktes genom att mäta eventuell producerad metan i reaktorer med avfall (utan ymp) som förvarats i olika temperatur under drygt en månads tid. Bestämningar gjordes i prover av 500 ml i 2000 ml glasflaskor med gummiseptum som lock. Triplikat av flaskorna förvarades i olika temperaturer (6°C, 20°C och 35°C) för att representera årstidsvariationer i fullskaleanläggningar. Analysmetod för metanproduktion beskrivs i detalj i Hansen *et al.* (2003). Den ackumulerade gasproduktionen bestämdes som Nml CH₄ gVS⁻¹ (med hjälp av GC – gas kromatograf på samma sätt som vid mätning av metanpotential).

4 Karaktisering av matavfallet

4.1 TS, VS och densitet

Resultaten från fullskaleprover insamlade under en period av 15 månader visar på en genomsnittlig TS-halt på 2,7 % i det nedmalda avfall som hämtats från tanken kopplad till Turning Torso (TT) och 0,4 % i avfallet från Bo01. TS-halten i restaurangavfallet (Rosen) var betydligt högre än i de båda hushållsområdena. Även VS-halten var högre i restaurangavfallet (Tabell 4-1). En kontrollerad mängd vatten användes vid nedmalning av matavfall i kvarnbänkar, baserad på tidigare rapporterad vattenförbrukning vid användning av avfallsskvarnar (se kapitel 3.4). Vattenförbrukningen antogs till 12 liter per kg matavfall, vilket resulterade i TS-halter runt 2 % både för hushålls- och restaurangsimulerat avfall.

Tabell 4-1. Genomsnittlig TS- och VS-halt (som % av TS) i matavfallsprover från fullskalsystem och i prover nedmalda i kvarnbänk samt standardavvikelser (SD). (WK – Waste King, WM – Waste Master). (TT = Turning Torso).

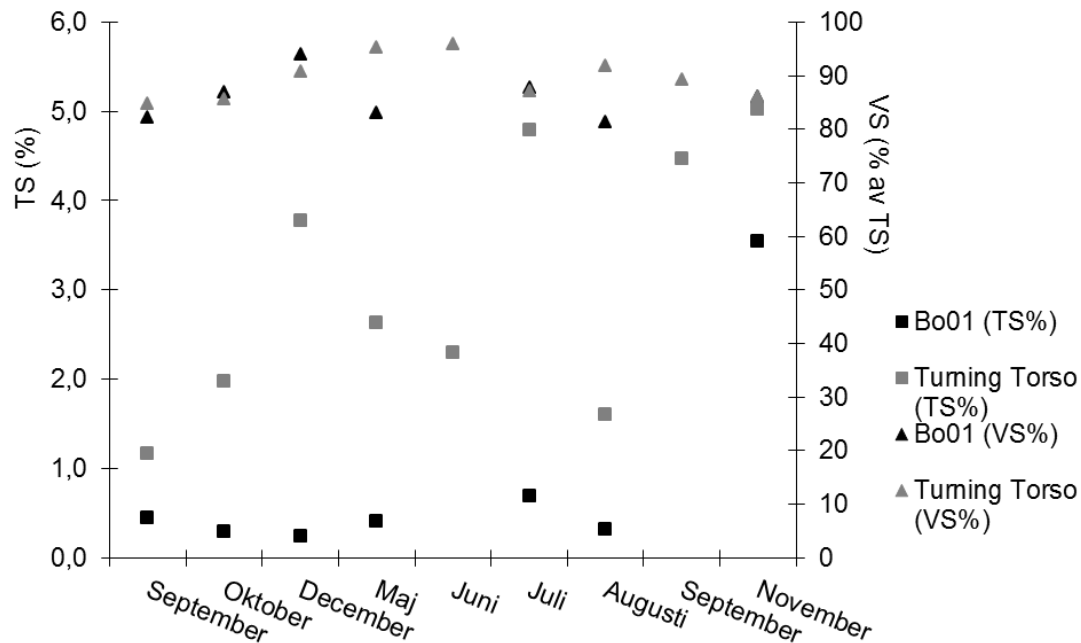
Parameter	TS%				VS%			
Område	Bo01	TT	Rosen		Bo01	TT	Rosen	
Antal prover (n)	7	9	3		7	9	3	
Genomsnitt	0,4	2,7	9,8		85,9	89,6	97,3	
SD	0,2	1,5	0,2		4,3	4,1	1,1	
Kvarn (hushåll)	WK	WM	Mixer	WK-grövre	WK	WM	Mixer	WK-grövre
Antal prover (n)	5	1	3	1	5	1	3	1
Genomsnitt/värde	2,3	1,7	1,9	2,0	90,2	91,9	84,9	92,6
SD	0,2	-	0,5		6,8	-	10,2	-
Kvarn (restaurang)	WK	Mixer			WK	Mixer		
Antal prover (n)	1	1			1	1		
Värde	2,3	2,3			85,8	84,6		

En LPS-enhet med skärande pump som tidigare använts i Bo01 togs bort i mars/april 2010. Resultaten från fullskaleanalyserna tyder inte på att detta påverkat TS-halten i prover som hämtats i området.

Trots att tanken där matavfallet skall sedimentera bland annat är tänkt att öka TS-halten i avfallet från hushållen visar resultaten att materialet vid tömning kan ha en TS-halt som till och med underskrider halterna i det färskt nedmalda avfallet. TS-halten i det avfall som finfördelats i kvarnbänk påverkas starkt av den antagna vattenmängden som åtgår för att mala ner avfallet. Eftersom denna mängd i detta fall är ett antagande baserat på litteraturvärden är det svårt att direkt jämföra kvarnbänks- och fullskaleprover. Resultaten tyder dock på att den förtjockning av organiskt material som tanken syftar till, inte fungerar optimalt. För en utförlig beskrivning av tankens utseende, se kapitel 5.2.

Resultaten från fullskaleprover insamlade under en period av 6 månader visar att TS-halten i avfallet från Turning Torso (TT) varierar mellan 0,9-5,0 %. I proverna från Bo01

är variationen lägre – 0,2-0,5 %. Trots de stora variationerna i proverna från Turning Torso är skillnaden mellan de båda områdena statistiskt signifikant (t-test, $p < 0,01$). Det finns ingen signifikant skillnad emellan de båda områdena när det gäller VS-halten i proverna. Den ligger mellan 81-94 % i Bo01 och 85-95 % i Turning Torso. I Figur 4-1 åskådliggörs hur TS och VS i prover från Bo01 och Turning Torso varierat under försöksperioden.



Figur 4-1. TS och VS i matavfallprover från fullskalesystem från hushåll i Turning Torso och Bo01 tagna under perioden september 2009 till november 2010.

Den genomsnittliga TS-halten i prover från Rosen var 9,7 %, dvs betydligt högre än i övriga fullskaleprover.

Som en följd av de låga TS-halterna ligger densiteten i proverna mycket nära densiteten i vatten; 979,3 g/liter i Turning Torso (standardavvikelse 7 g/liter) och 976,9 g/liter i Bo01 (standardavvikelse 6 g/liter) som genomsnitt från fyra provtillfällen. Liknande nivåer uppmättes i prover från Rosen (985,3 g/liter).

4.2 Källsorteringsgrad fullskaleprover Malmö

Under perioden maj-december 2010 har den totala volymen uppsamlat material från fullskaletanken i Turning Torso varierat mellan 3100-3300 liter per tömning (var fjärde vecka), med ett undantag i augusti 2010 då endast 1200 liter material hämtades. Det har tidigare nämnts (Kapitel 3.5) att de analyserade fullskaleproverna förmodligen har en högre TS-halt än TS-halten i hela tanken pga att proverna tagits ut i början av tanken där sedimentet har en tendens att lägga sig som en backe med högsta punkten nära inloppet. Lutningen på backen varierar mellan de olika provtagningstillfällena och det gör även

TS-halten i proverna som analyserats (1,2-5,0 %). En uppskattning utifrån dessa data har gjorts som visar att 490-2100 kg TS/år (37-160 kg TS/månad) samlas in från Turning Torso. Det finns 147 lägenheter i Turning Torso, men en betydande del av dessa bebos ej på heltid. Därför har det antagits att ca 100 normalhushåll utnyttjar avfallskvarnssystemet. Detta innebär att avfall motsvarande 5-21 kg TS/hushåll och år samlas in i tanken eller omräknat 0,09-0,40 kg TS/hushåll per vecka. Detta kan jämföras med tidigare resultat från områden i Malmö med flerbostadshushåll där en konventionell utsortering av matavfall i papperspåse används som visar på en utsortering av ca 0,7 kg matavfall per hushåll och vecka (Bernstad, 2010), vilket motsvarar 0,22 kg TS per hushåll per vecka (med en antagen TS-halt i konventionellt utsorterat matavfall på 30-35 % (Carlsson och Uldahl, 2009)). För att jämföra dessa siffror ytterligare skulle mer information om hushållens storlek i de bägge områdena krävas. Någon sådan information finns dock inte att tillgå i nuläget. En annan studie som gjorts på uppdrag av Avfall Sverige (B2009:01) visar att i kommuner med fullt utbyggt insamlingssystem för matavfall ligger den insamlade mängden matavfall (medianvärden) på 100-145 kg/anslutet hushåll om även matavfall från verksamheter inkluderas. Medianvärdena skiljer sig beroende på vilket påsmaterial som används. Det uppges inga TS-halter i studien, men med en antagen TS-halt på 30-35 % skulle detta motsvara 0,6-0,9 kg TS/hushåll/vecka. Det bör påpekas att vid konventionell utsortering av matavfall görs ytterligare förbehandling (ofta avskiljning av plast eller annat oönskat material) där en del av matavfallet avskiljs med den s.k. rejektfraktionen, vilket minskar den faktiska mängden TS som kan utnyttjas för biogasproduktion och återföring av växtnäring. Det avfall som samlas upp i tank efter malning i avfallskvarn kräver ingen vidare avskiljning (i alla fall inte av plast el dyl.) vilket gör att allt kan föras direkt till rötning.

4.3 Innehåll av tungmetaller och näringsämnen

Analys av ett flertal tungmetaller samt näringsämnen genomfördes i fullskaleprover hämtade från Turning Torso och Bo01 i augusti och november 2010 samt från Rosen i november. Analyser genomfördes också i prover nedmalda i kvarnbänk i november 2010. Resultaten återges i Tabell 4-2 som medelvärden av triplikat samt standardavvikelse. I två fall (analys av Al samt Cr i prov från Turning Torso) ligger värdena i ett av triplikaten betydligt över övriga. I dessa fall återges även värdet som genomsnitt där dessa outliers inte beaktats.

Tabell 4-2. Innehåll av tungmetaller samt näringsämnen som mg/kg TS.

Område	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	K	P	Pb	S	Zn
Bo01 (aug.)	254,7	0,1	3,1	104,8	1263	6399	3093	0,9	-	166,0
Turning Torso (aug)	691,4	0,1	8,5	59,6	437	2242	5275	2,5	-	94,2
Bo01 (okt.)	417,5	0,7	6,2	184,5	1505	4838	2505	8,8	3690	125,7
Turning Torso (okt)	140,6	0,2	1,3	29,2	227	1426	2549	2,6	1975	52,9
Rosen	120,4	1,1	1,2	5,3	424	2506	1833	4,8	769	27,0
Hushåll (Waste	49,2	0,1	0,5	4,9	41	8126	2077	0,9	2980	21,4

King)										
Hushåll (mixer)	45,6	0,1	0,5	4,3	29	8277	1719	1,1	3163	13,5
Restaurang (Waste King)	26,3	0,1	0,3	8,6	45	5416	1721	1,1	2800	17,3
Restaurang (mixer)	37,0	0,0	0,2	6,9	38	5249	1509	0,9	2583	11,9

Sammanställningen visar på genomgående (med undantag för augustivärdet för Pb i prover från Bo01) högre halter tungmetaller i fullskaleprover jämfört med prover från kvarnbänksförsöken. Samtidigt är innehåll av kalium och fosfor högre eller på samma nivå i kvarnbänksprover jämfört med fullskaleprover. Svavelhalterna diskuteras vidare i avsnitt 4.5.

Vid en jämförelse av resultaten med Naturvårdsverkets riktlinjer för återföring av slam till åkermark är det tydligt att värdena från fullskaleproverna ligger långt under nämnda värden, se Tabell 4-3. Det bör även nämnas att halten tungmetall per kg TS ökar efter rötning, eftersom en stor del av det organiska materialet då ombildas till metan och koldioxid. Resultaten visar även att halterna i vissa fall varierar stort mellan olika områden. Högre halter av kadmium hittades i restaurangavfall än i hushållsavfall. Halterna av både koppar och zink var betydligt högre i prover från Bo01 än i prover från de andra områdena.

Vid en jämförelse med högsta tillåtna årsmedelvärde i REVAQ-slam (som certifieras efter 1 januari 2011) som ligger på 34 mg Cd/kg P visar det sig att kadmiumhalten i fullskaleproverna ligger betydligt högre i två av proverna. För kvarnavfall som är kopplat till tanksystem är det förmodligen mer relevant att jämföra halterna med de gränsvärden som gäller för s.k. biogödsel (rötrest från biogasanläggning som ej behandlar kommunalt avloppsslam). De gällande gränsvärdena för biogödsel som certifierats enligt det frivilliga SPCR ligger för kadmium på 1 mg Cd/kg TS eller 0,75 g Cd/ha (max 35 kg P/ha enligt SPCR (SP, 2010)). De analyserade provernas innehåll av kadmium och fosfor visar att det kan bli svårt att klara gränsvärdena där kadmiumhalten relateras till mängden fosfor som bör tillföras per hektar. Detta beror till viss del på att fosforinnehållet är lågt. Det är dock nödvändigt att göra ytterligare analyser av avfallet för att göra en bedömning av hur halterna varierar. REVAQ anger även en maxgiva motsvarande 0,75 g Cd/ha men med max 22 kg P/ha (REVAQ, 2011). Även med en maxgiva på 22 kg P/ha skulle det bli svårt att klara gränsvärdet för kadmium för de prover som analyserats inom projektet. Provet från Rosen (endast ett prov) hade en mycket hög halt kadmium/fosfor-kvot (600 mg Cd/kg P). För att förklara detta behöver ytterligare prover analyseras och användandet av kvarnarna i de aktuella restaurangerna studeras.

Tabell 4-3. Gällande gränsvärden för ett antal tungmetaller i slam som återförs till åkermark samt innehåll av tungmetaller i fullskaleprover (g/kg TS).

Ämne	Gränsvärde NVV ¹	Gränsvärde SPCR	Gränsvärde (Cd/P)	Bo01	Turning Torso	Rosen
Bly	0,1	0,1		0,009	0,003	0,005
Kadmium	0,002	0,001		0,0007	0,0002	0,001
Koppar	0,6	0,6		0,18	0,03	0,005
Krom	0,1	0,1		0,006	0,001	0,001
Zink	0,8	0,8		0,13	0,05	0,03
Cd/P-kvot (mg Cd/kg P)			34 (REVAQ ²)	32 (aug) 290 (okt)	19 (aug) 74 (okt)	600

¹ Naturvårdsverkets gränsvärden för återföring av slam till åkermark 1998 (SNV Rapport 5214).

² Gränsvärden i senaste utgåvan av certifieringssystemet REVAQ innebärande att slamproducent som vill certifiera sig får inte (från 1 januari 2011) ha en högre kadmium/fosfor-kvot i sitt avloppsslam än 34 mg Cd/kg P som årsmedelvärde (REVAQ, 2011).

I Tabell 4-4 jämförs innehållet av kväve, fosfor och kalium i fullskaleproverna med tidigare studier av biogödsel från svenska biogasanläggningar och matavfall från storkök som källsorterats genom användning av konventionell insamlingsteknik i påsar.

Tabell 4-4. Innehåll av kväve, fosfor och kalium i fullskaleprover jämfört med litteraturuppgifter gällande innehåll i biogödsel och substrat (g/kg TS).

Ämne	Bo01	Turning Torso	Rosen	Matavfall hushåll ¹	Matavfall hushåll ²	Biogödsel ³	Nötflytgödsel ⁴
Kväve	30,4	46,2	20,6		22-31		39
Fosfor	2,5	2,5	1,8	3,2	3-6	3,2	7,8
Kalium	4,8	21,4	2,5	7,8	8-13	17,6	39,2

¹ Carlsson och Uldahl (2009).

² Davidsson *et al.* (2007).

³ Genomsnitt i svenska biogasanläggningar där matavfall ingår som ett av flera substrat. Gunnarsson *et al.* (2005).

⁴ Genomsnitt i nötflytgödsel (Baky *et al.*, 2006).

Även här bör reduktionen till följd av förändrat kolinnehåll efter rötning ha i åtanke i relation till biogödsel. Som jämförelse kan även nämnas att fosforhalterna ligger på samma nivå som i material från ett liknande system kopplat till restaurangen Star Bowling i Göteborg (Avfall Sverige, 2009, Rapport 2009:04).

Kolinnehållet, analyserat som TOC, kväveinnehållet samt C/N-kvoten (kol/kväve-kvot) i fullskaleprover framgår av Tabell 4-5. Som jämförelse redovisas även C/N-kvoten i prover från matavfall insamlade med konventionell metod (utsortering i påsar) (SGC, 2009; Davidsson *et al.*, 2007).

Tabell 4-5. Kol och kväveinnehåll i fullskaleprover och kvarnbänksprover.

Område	C (mg/g TS)	N (mg/g TS)	C/N-kvot
Bo01	586	30,4	19
Turning Torso	552	46,2	12
Rosen	697	20,6	34
Hushåll (kvarnbänk)	416	27	16
Restaurang (kvarnbänk)	559	27	21
Matavfall, hushåll ¹			19-32
Matavfall, hushåll ²			17-20

¹ SGC, (2009).² Davidsson *et al.* (2007).

När det gäller hushållsavfallet ligger den beräknade C/N-kvoten strax under samt i den undre delen av det spann mellan 15-25 som tidigare presenterats som ett optimum för substrat lämpliga för biogasproduktion av bland andra Speece (1984), Nyuns (1986), Handeerichung (2004) och Liu *et al.* (2008). Detta innebär att kväveinnehållet i materialet från tankarna är högt och att materialet med fördel kan blandas med annat mer kolrikt substrat. I restaurangavfallet är istället C/N-kvoten hög, vilket tyder på ett lågt kväveinnehåll i förhållande till kolinnehållet.

Även innehållet av protein, kolhydrater och fett samt det totala energiinnehållet analyserades i fullskaleprover. Av kostnadsskäl gjordes endast två analyser inom ramen för projektet. I Tabell 4-6 presenteras dessa som ett genomsnitt av dessa två prover. Här presenteras även innehållet i matavfall från storkök samt från hushåll som källsorterats med konventionell teknik.

Tabell 4-6. Uppmätt innehåll av protein, kolhydrat och fett i fullskaleprover och egna prover samt jämförelse med litteraturvärden.

Fraktion	Enhet	Absoluta värden			Andel (% av TS) ¹				
		Rosen	Bo01	Turning Torso	Rosen	Bo01	Turning Torso	Stor-kök ³	Hus-håll ⁴
Råprotein ²	g/100g	9,5	21,7	28,5	9,8	22,4	29,3	24,6	15
Kolhydrater	g/100g	7,5	27,0	26,5	7,7	27,9	27,2	60,0	56
Råfett	g/100g	78,7	41,0	36,5	81,2	42,3	37,5	9,2	15
Askhalt	g/100g	1,2	7,2	6,0	1,2	7,4	6,0	6,2	14
Energi ⁵	kJ/100g	3201	2345	2285					
Energi ⁵	Kcal/100g	765	560	546					
		Rest.	Hus-håll		Rest.	Hus-håll		Stor-kök ³	Hus-håll ⁴
Råprotein ²	g/100g	16,5	17,5		16 %	17 %		24,6	15
Kolhydrater	g/100g	26,8	40,2		26 %	39 %		60,0	56
Råfett	g/100g	42,2	41,2		41 %	40 %		9,2	15
Askhalt	g/100g	17,5	4,1		17 %	4 %		6,2	14
Energi ⁵	kJ/100g								
Energi ⁵	Kcal/100g	549,0	602,6						

¹ Procenthalten skiljer sig från de absoluta värdena pga en viss vattenmängd i analyserade prover.

² Kjeldahlkväve.

³ Matavfall från storkök källsorterat med konventionell teknik enligt SGC (2009). Konventionell utsortering innebär att en stor mängd papperspåsar blandas med matavfallet, vilket påverkar innehållet av kolhydrater.

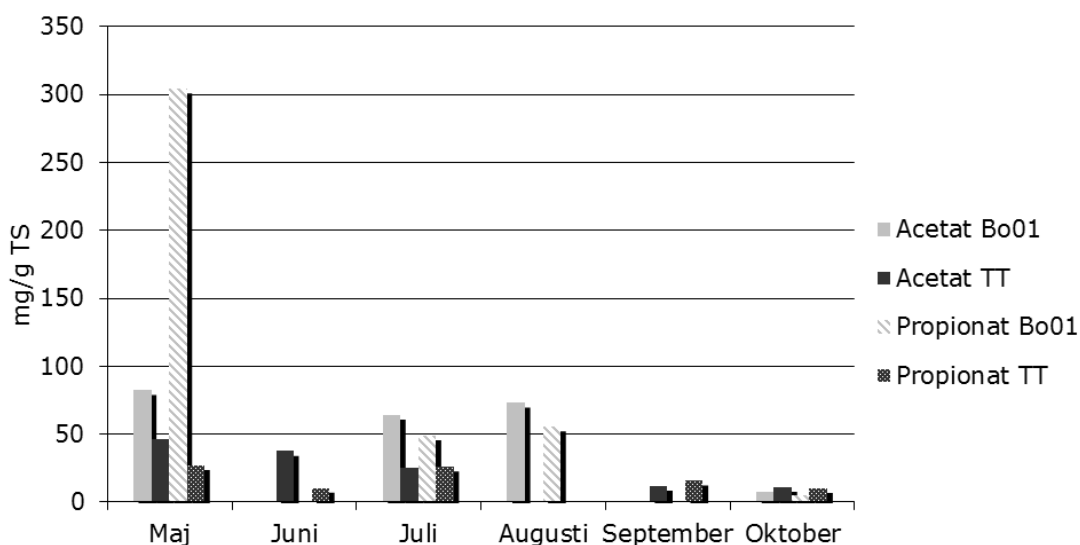
⁴ Matavfall från hushåll källsorterat med konventionell teknik enligt Davidsson *et al.* (2007). Se ovan ang. kolhydratinnehåll.

⁵ Energiinnehållet i matavfallet beräknades enligt SLV FS 1993:21.

Analyserna visar på stora skillnader i sammansättningen mellan prover från hushåll och prover från restaurangerna i kvarteret Rosen. Den största skillnaden ligger i andelen fett i proverna från de olika områdena. Restaurangavfallet har en betydligt högre fetthalt än matavfall från hushållen.

4.4 Flyktiga fettsyror och pH

Halterna av både acetat och propionat beskrivet som mg/liter prov var generellt sett högre i prover från Turning Torso än från Bo01. När provresultatet relateras till provernas TS-halt var dock relationen den omvända. Provresultaten varierade även kraftigt mellan provtagningstillfällena (Figur 4-2). Antalet provtagningstillfällen kan inte anses tillräckliga för att dra några slutsatser kring säsongsvariationer.



Figur 4-2. VFA (acetat och propionat uttryckt som COD) i fullskaleprover från Bo01 och Turning Torso (mg/kg TS).

Samtidigt som de absoluta VFA-halterna (mg/liter prov) var högre i prover från Turning Torso, var pH lägre i dessa prover (Tabell 4-7), vilket var väntat. Än lägre pH uppmättes i prover från restaurangavfall (Rosen) där även VFA-halterna var mycket höga.

Tabell 4-7. VFA (mg/liter) och pH i analyserade fullskaleprover.

Månad	VFA Bo01	VFA TT	VFA Rosen	pH Bo01	pH TT	pH Rosen
Maj	66	507		5,50	4,75	
Juni		254			4,96	
Juli	53	1173		5,37	4,95	
Augusti	13			5,86		
September		559	6041		4,96	4,25
Oktober	163	544		5,88	4,92	4,71
December			2081			4,31
Genomsnitt	74	608	4061	5,65	4,91	4,46

4.5 Svavelinnehåll

Vitlök, gullök, mjölk, ägg, kött, bröd, bönor, vete och jordnötter är rika på svavelämnen. Svavel finns även rikligt i proteinrika livsmedel, t.ex. i ägg. Då till över 90 % bundet till proteinets svavelbärande aminosyror metionin, cystin och cystein. Då receptet som använts i kvarnbänksförsöket innehåller både lök, ägg, bönor och jordnötter är det väntat att proverna skulle innehålla relativt höga halter av svavel. Resultaten visar på svavelhalter mellan 0,85-1,0 g/kg matavfall. I fullskaleproverna var svavelhalterna mer varierande. Med antagandet att hela den uppmätta mängden svavel i proverna skulle kunna ombildas till sulfat skulle de halter på 400 mg/liter som flera kommuner använder som riktvärde för avloppsvatten kunna uppnås i prover nedmalda i kvarnbänk. Koncentrationen kommer dock att bero på hur mycket vatten som antas tillsättas vid nedmalning av matavfallet, vilket illustreras i Tabell 4-8. I prover från Bo01 och Turning Torso ligger värdena långt under riktvärdet när det räknas om till den spädning som de genomsnittliga TS-halterna från analyserade fullskaleprover indikerar (Tabell 4-8).

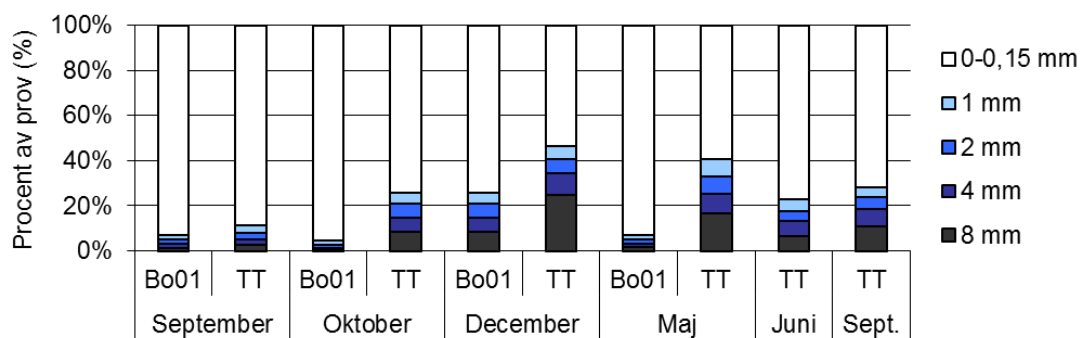
Tabell 4-8. Innehåll av svavel i prover (mg/liter) samt potentiell sulfatbildning efter spädning med 12 respektive 7 liter vatten per kg matavfall våtvikt (vv).

Prov	S (mg/kg TS)	SO ₄ (mg/kg TS)	SO ₄ (mg/l) (12 l/kg matavfall)	SO ₄ (mg/l) (7 l/kg matavfall)	SO ₄ (mg/l) (baserat på TS fullskaletankar)
Bo01	3690	7357	-	-	62
Turning Torso	1975	3937	-	-	121
Rosen	769	1534	-	-	149
Hushåll (Waste King)	983	1960	57	98	-
Hushåll (mixer)	1044	2081	61	104	-
Restaurang (Waste King)	924	1842	54	92	-
Restaurang (mixer)	852	1699	50	85	-

Värdena i den sista kolumnen visar halterna i material som samlas i tanksystemet. För att få mer kunskap om hur tanksystem påverkar risken för höga halter sulfat i ledningsnätet krävs mätningar av sulfat i utgående vatten från fullskaletankar.

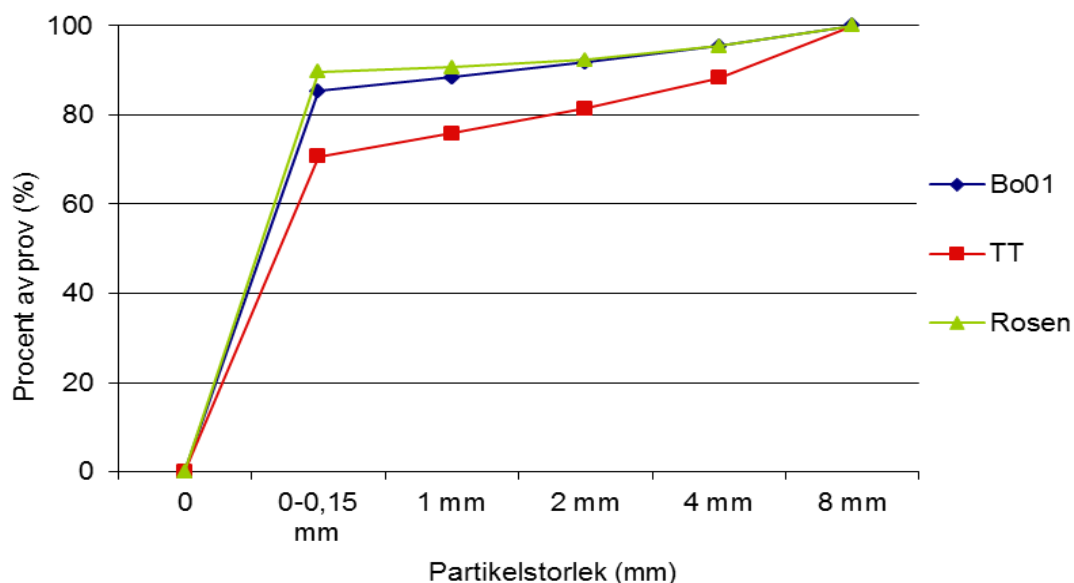
4.6 Partikelstorlek

Resultaten från siktningarna visar att samtliga prover till störst del har en partikelstorlek som underskrider 0,15 mm (Figur 4-3 och Figur 4-4). Andelen partiklar som överskrider 8 mm i prover från Bo01 uppgick till mellan 0,4-8,3 %, medan de i prover från Turning Torso uppgick till mellan 2,6-24,7 %. Trots att variationen mellan proverna är stor finns det en signifikant skillnad mellan andelen partiklar under 0,15 mm samt partiklar över 4 mm i proverna från de båda områdena, där andelen under 0,15 mm är signifikant högre i prover från Bo01 och andelen över 4 mm är signifikant högre i prover från Turning Torso (t-test, parat $p < 0,05$ i båda fallen).



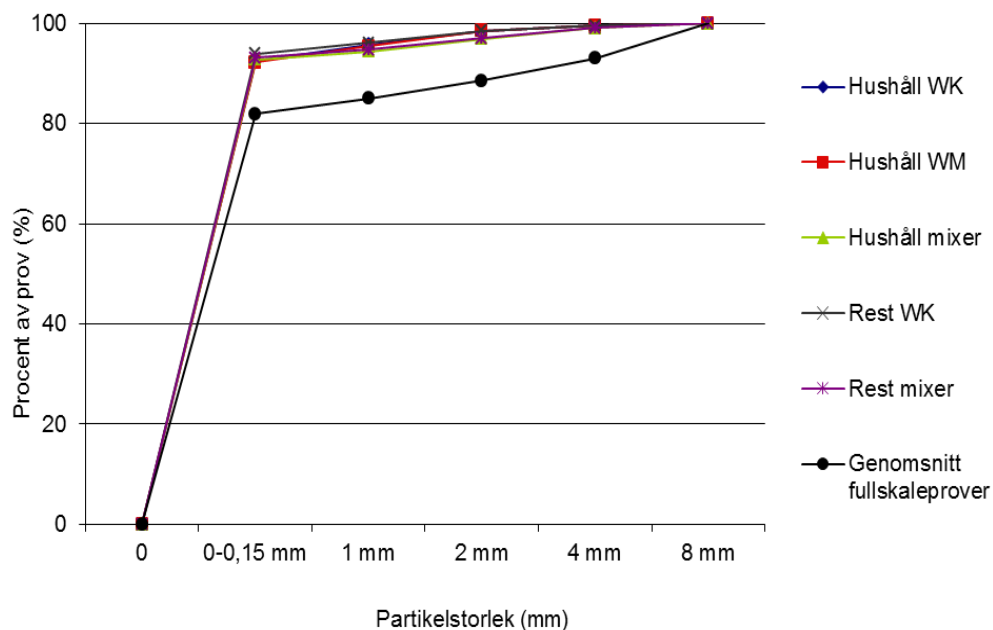
Figur 4-3. Partikelstorlek i fullskaleprover från Bo01 och Turning Torso som andel av total provmängd (våtmängd).

Den höga TS-halten och den höga andelen fett i prover från Rosen försvårade analysen av partikelstorlek från detta område. Siktningar genomfördes därför endast vid ett tillfälle vilket gör resultaten osäkra.

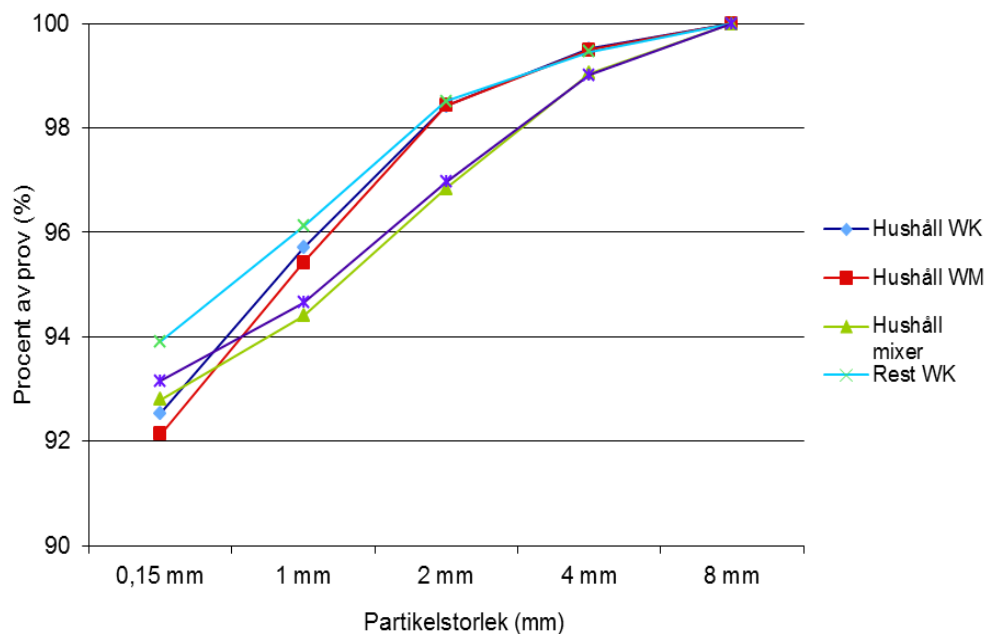


Figur 4-4. Siktcurvor från samtliga fullskaleprovsområden som genomsnitt av 4, 5 och 3 prover från område Bo01, Turning Torso och Rosen respektive under försöksperioden.

Partikelstorleken i prover nedmalda i kvarnbänk redovisas i Figur 4-5. Resultaten tyder på att skillnaderna i partikelstorlek mellan de olika kvarnar som testats är liten. Skillnaden undersöktes även med ett parat t-test, vilket visade att ingen statistisk skillnad kunde hittas mellan partikelstorleksfördelningen som erhöles från de båda kvarnarna Waste King och Waste Master (t-test 2-tailed partiklar över 8 mm $p=0,42$, partiklar över 4 mm $p=0,21$) Se även Bilaga A. Inte heller sågs någon större skillnad mellan hushålls respektive restaurangavfall. En tydlig skillnad observerades dock mellan prover som finfördelats med kvarnar (Waste King/Waste Master) respektive mixer (t-test 2-tailed partiklar över 4 mm och 8 mm $p<0,1$ i båda fallen). Detta presenteras tydligare i Figur 4-6 där skalan anpassats.



Figur 4-5. Siktcurvor från prover finfördelade med kökskvarnar i kvarnbänk samt med mixer.



Figur 4-6. Siktcurvor från prover finfördelade med kommersiella avfallskvarnar samt med mixer. Observera att figuren visar samma resultat som Figur 4-5 med undantag för genomsnitt från fullskaleprover, men att skalan på y-axeln anpassats för att tydliggöra skillnader mellan proverna.

5 Sedimentering och tankförsök

5.1 Sedimentering och slamvolymindex

Sedimentationen i prover från fullskaleinstallationerna analyserades genom att ett 1-litersprov tillsattes till en sedimentationskon (Imhofftratt, se Figur 5-1).



Figur 5-1. Uppställning för sedimentationsförsök.

Avläsning av volymen flytlager, klarskikt och sediment gjordes efter 10, 20 och 30 min. Slamvolymindex (SVI) (ml/g) beräknades och redovisas i Tabell 5-1. För att kunna använda denna metod krävdes en spädning av prover från Rosen, då TS-halten i dessa var mycket hög. Resultaten tyder på goda sedimentationsegenskaper i samtliga prover. Ju lägre SVI desto bättre är slammets sedimenteringsegenskaper. Enligt Gillberg *et al.* (2003) ligger ett normalt SVI mellan 60-150 ml/g för avloppsslam. Ett högre SVI indikerar att slammet i fråga är svårsedimenterat. Det bör påpekas att mätning av sedimenteringsegenskaper genom sedimentering i Imhofftratt är en metod som är omdiskuterad då det både finns en risk för kompaktering av sedimenterat material i konens topp och för att partiklar fastnar på konens väggar. Dessutom är metoden att beräkna sedimentationsegenskaper med hjälp av SVI framtaget för andra typer av material än det matavfall som använts i detta projekt. Istället för att beräkna SVI utifrån SS användes TS och ett antagande om att SS uppgick till 70 % av TS i samtliga prover. Samtidigt som resultaten tyder på mycket goda sedimentationsegenskaper registrerades även att flytlager (dvs. ett lager bestående av matavfall flytande ovanpå den klara delen av provet) uppstod i samtliga prover. Flytlagrets andel av det totala provet samt av det fasta materialet i provet varierade kraftigt mellan olika områden (Tabell 5-1).

Tabell 5-1. Resultat från sedimentationstest i analyserade prover (genomsnitt) samt partikelstorlek och TS för jämförelse.

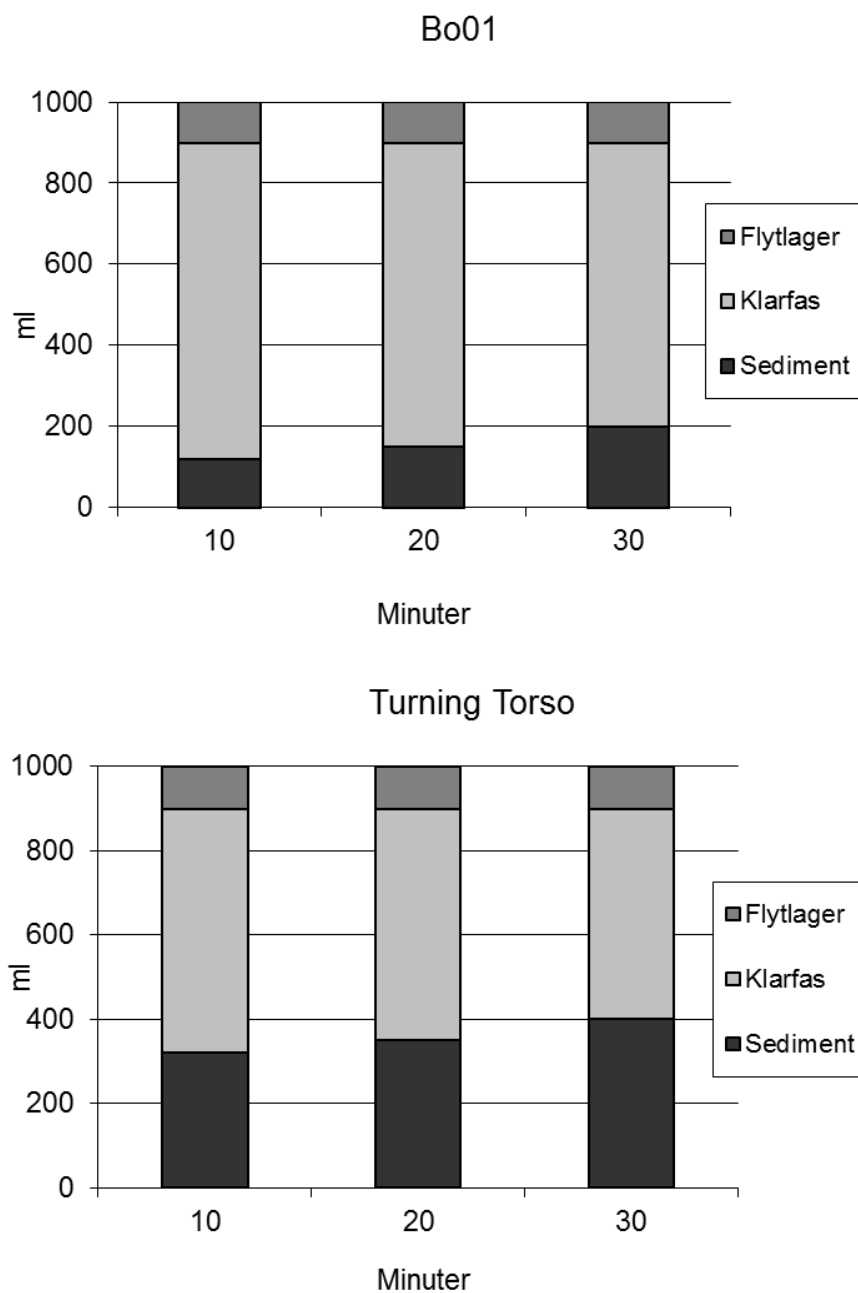
Prov	Antal prover	SV (ml)	SVI (ml/g)	Sjunk-hastighet (m/h)	Flyt-lager (ml)	Flyt-lager (%) ¹	TS (%)	Storleks-fördelnin g ²	Storleks-fördelning ³
Bo01	3	127	45,8	5,2	15	32	0,4	4,5	5,6
TT	4	405	27,2	3,5	6	14	2,8	11,7	20,0
Rosen	3	103	15,0	0,8	233	69	9,8	4,6	7,6
Hushåll WK	5	132	4,8	5,0	18	12	2,7	0,5	18,2
Hushåll WM	2	120	6,3	5,2	5	4	1,9	0,5	12,5
Hushåll Mix	2	124	7,0	4,9	25	17	1,8	1,0	33,4
Rest. WK	1	140	6,1	5,2	0	0	2,3	0,5	15,6
Rest. Mix	1	147	6,5	5,1	0	0	2,3	1,0	31,4

¹ % av total volym fast material (flytlager + sediment).

² Andel av provet med en partikelstorlek över 8mm mätt genom metod redovisad i kapitel 3.6.2 och 4.6.

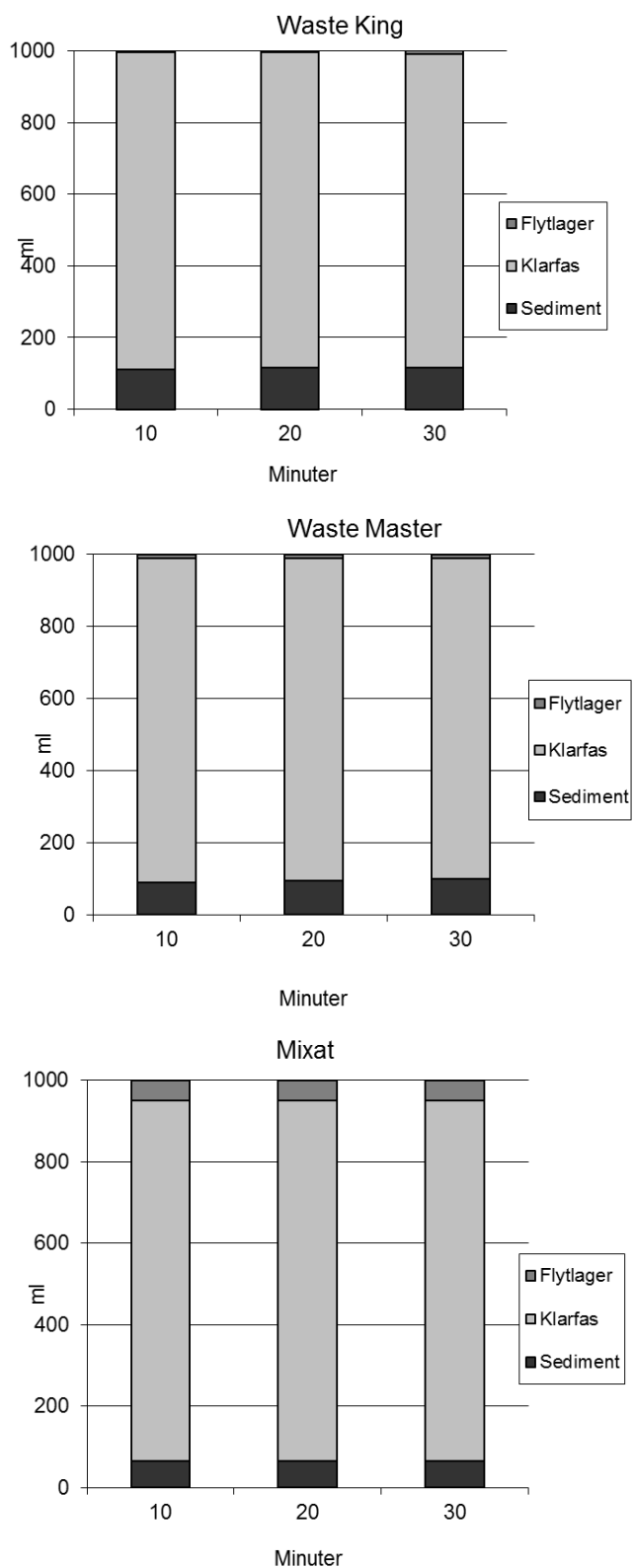
³ Andel av provet med en partikelstorlek över 4mm mätt genom metod redovisad i kapitel 3.6.2 och 4.6.

Resultaten visar även att den sedimentation som uppmättes under 30 minuter till mycket stor utsträckning inträffat redan efter 10 minuter (Figur 5-2). I samtliga fall hade mer än 60 % av sedimenteringen inträffat redan efter 10 minuter. Resultaten visar dock samtidigt att en stor andel av den totala volymen fast material i provet inte sedimenterat efter 30 minuter. Störst andel flytlager observerades i prover från Bo01, där flytlagret efter 30 min uppgick till mellan 23-38 % (32 % i genomsnitt) av den totala volymen fast material i provet (beskrivet som sediment + flytlager registrerat efter 30 min) (Tabell 5-1). Det skall noteras att fullskaleproverna till viss del redan passerat en sedimentering eftersom de tagits ut från sedimenteringsdelen i avskiljartanken.



Figur 5-2. Sedimentering av fullskaleprover inkomna från Bo01 och Turning Torso i maj 2010 efter 10, 20 och 30 minuter. Proverna som analyserades togs på samma sätt som för övriga analyser och innehöll därmed samtliga faser i tanken. Genomsnitt av triplikat.

I matavfall som malts ner i labbmiljö uppmättes en ännu snabbare sedimentering (Figur 5-3).

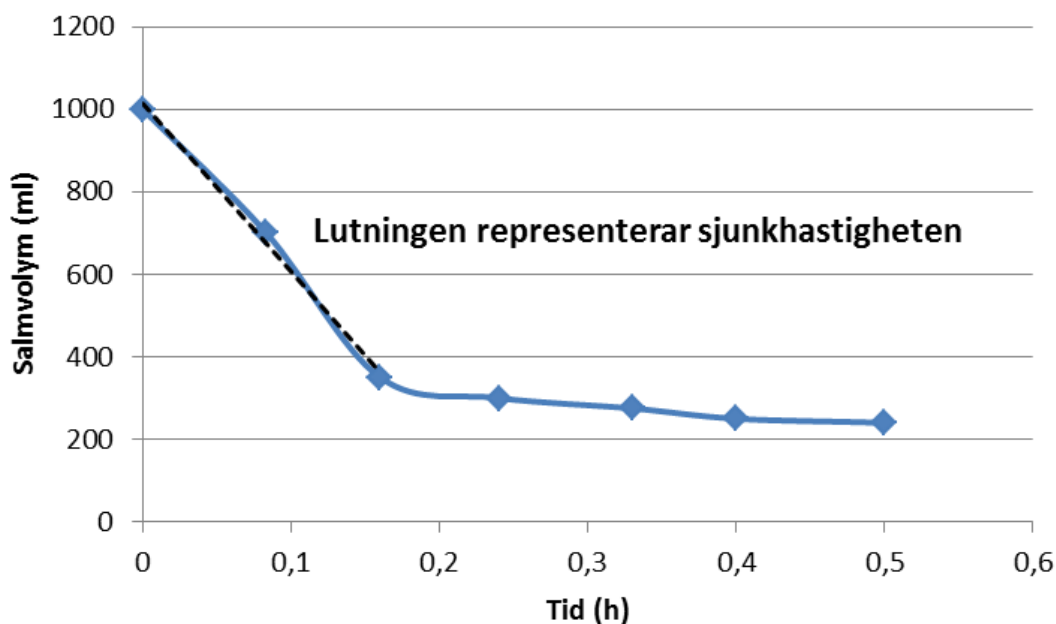


Figur 5-3. Sedimentering av kvarnbänksprover efter 10, 20 och 30 minuter. Genomsnitt av triplikat.

Resultaten från sedimenteringstester av kvarnbänksprover visar att mer än 90 % av den totala sedimentering som uppmättes efter 30 minuter hade inträffat redan efter 10 minuter. I de mixade proverna skedde ingen ytterligare sedimentation efter 10 minuter. Samtidigt återfanns det största flytlagret i dessa prover. Hela 17 % av den totala volymen fast prov i dessa prover sedimenterade inte inom försökstiden (30 min).

5.1.1 Sjunkhastighet

Sjunkhastigheten motsvarar lutningen i ett diagram över sedimenteringens förlopp och varierar över tiden (se exempel i Figur 5-4). Genom att titta på sjunkhastigheten hos partiklarna, som representeras av det sedimenterade materialet, kan en bedömning av hur snabbt slam sedimenterar göras. Den högsta sjunkhastigheten inträffar inom tio minuter då slamytan kompakteras från de ursprungliga 1000 ml till några hundra ml. I sedimenteringsförsöken (SVI) erhöles en snabb första sedimentering (10 min) och sen ökade slamvolymen något eftersom ytterligare partiklar från klarskiktet sedimenterade under de följande 30 minuterna. I Tabell 5-2 redovisas därför initial sjunkhastighet de första 10 minuterna.



Figur 5-4. Exempel som illustrerar begreppet sjunkhastighet.

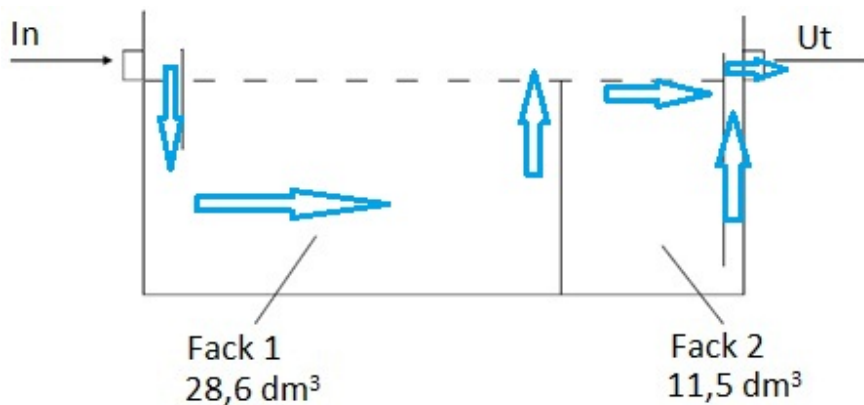
Tabell 5-2. Initial sjunkhastighet för fullskaleprover och egna kvarnbänksprover.

10 min	Bo01	TT	Waste King	Mixer
Initial sjunkhastighet (m/h)	5,2	3,5	5,2	5,2
Standardavvikelse	0,4	0,9	0,2	0,3

Detta skulle kunna indikera att det går att avskilja den sedimenterbara delen av avfallet genom sedimentering i en sedimenteringstank om ytbelastningen inte överstiger 3-5 m/h, dvs i försedimenteringsbassänger med ytbelastning 1-3 m/h skulle den sedimenterbara delen hinna sjunka. För att beräkna ytbelastningen på sedimenteringstanken i fullskalesystemet i Malmö krävs data om flödet till tanken, vilket saknas. En uppskattning om att hushållen i genomsnitt tillför 74 liter per dygn (41 % av vattenanvändningen i hushållen görs i köket; totalt används 180 l/hushåll (Energimyndigheten, 2007) har därför gjorts. Detta flöde skulle ge ett flöde till tanken vid Turning Torso på ungefär 11m³ per dygn. Fördelas detta flöde på 6 h (antagande att största delen av flödet är koncentrerad till morgon – lunch – kväll) fås en ytbelastning på sedimentationsdelen runt 0,7 m/h. Med den initiala sjunkhastigheten 3-5 m/s borde det inte vara några problem att avskilja det sedimenterbara i tanken. Detta resonemang säger emellertid inget om huruvida flytskiktet fångas upp eller inte.

5.2 Tankförsök

För att undersöka effekterna av uppsamling av nedmalt matavfall i tank konstruerades en tank i laboratorieskala som kopplades till de kvarnar som användes i kvarnbänken. Liksom i de områden i Malmö där denna typ av system används idag kopplades endast avloppet från diskbänken till labtankens inlopp (Figur 5-5). Övrigt avloppsvatten löper i ett parallellt system. För en beskrivning av flödet i systemet, se Figur 1-2. För att studera tanksystemet genomfördes fyra försöksomgångar. Vid varje omgång maldes totalt 4 kg matavfall och 48 liter vatten genom en kökskvarn vars avlopp kopplats till en tank (40 liter aktiv volym) i labskala . Inför varje försöksomgång fylldes tanken med vatten för att på ett mer naturtroget sätt efterlikna skeendet i fullskalemiljö.

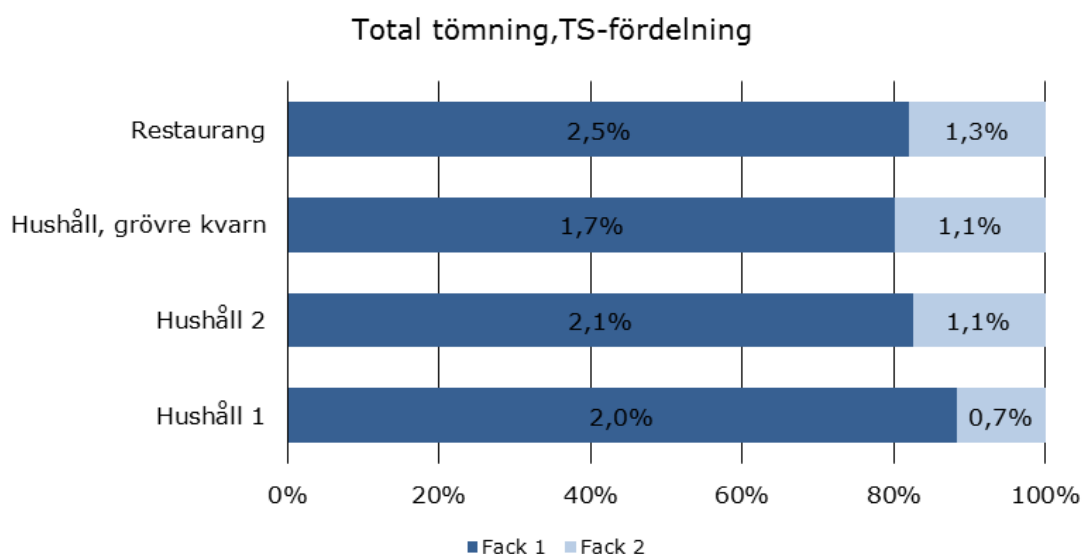


Figur 5-5. Skiss av tanken med vattnets väg markerad med pilar.

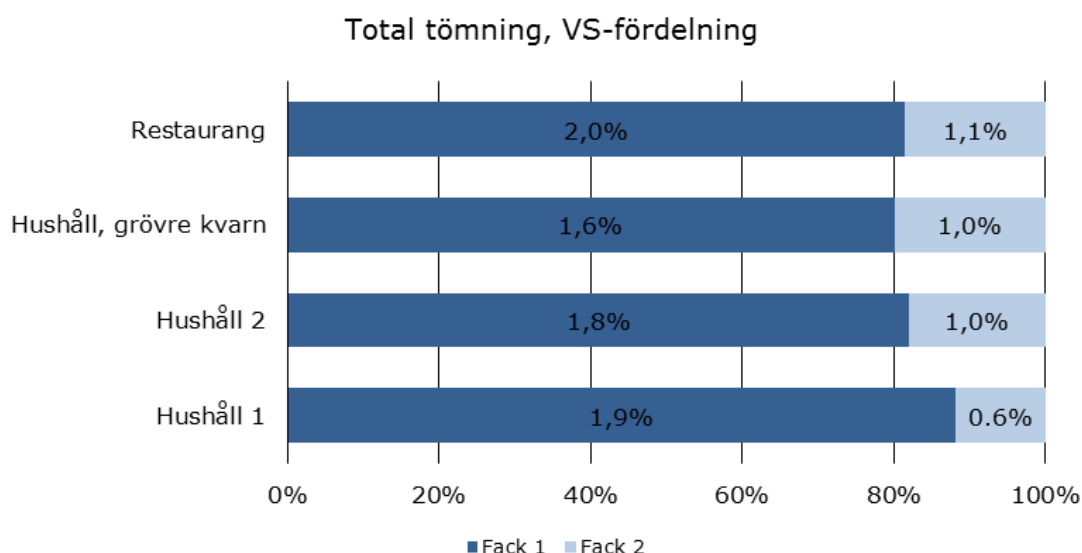
Tanksystemen töms med bestämda tidsintervall – i nuläget 4 veckor. Hela tanken töms då med en efterföljande spolning (total tömning). Frågor finns idag kring effekterna av att tömma tanken på ett sätt som minskar mängden vatten som transporteras (selektiv tömning). Resultaten från tankförsöken presenteras nedan, uppdelat i resultaten från den totala och de selektiva tömningarna samt utloppets karaktär, tillsammans med en kortare diskussion.

5.2.1 Total tömning

Vid den totala tömningen tömdes alla facken på allt material. Den procentuella fördelningen av materialet i tanken, både i mängd TS och VS, kan ses i Figur 5-6 och Figur 5-7. TS- och VS-halten för de uttagna proven redovisas också i figurerna. Två identiska försök gjordes med hushållsavfall och WK (kvarnen Waste King) för att undersöka metodens osäkerhet. Dessa återfinns i resultaten som Hushåll 1 och Hushåll 2.



Figur 5-6. TS-fördelning för de två facken i försökstanken vid total tömning.

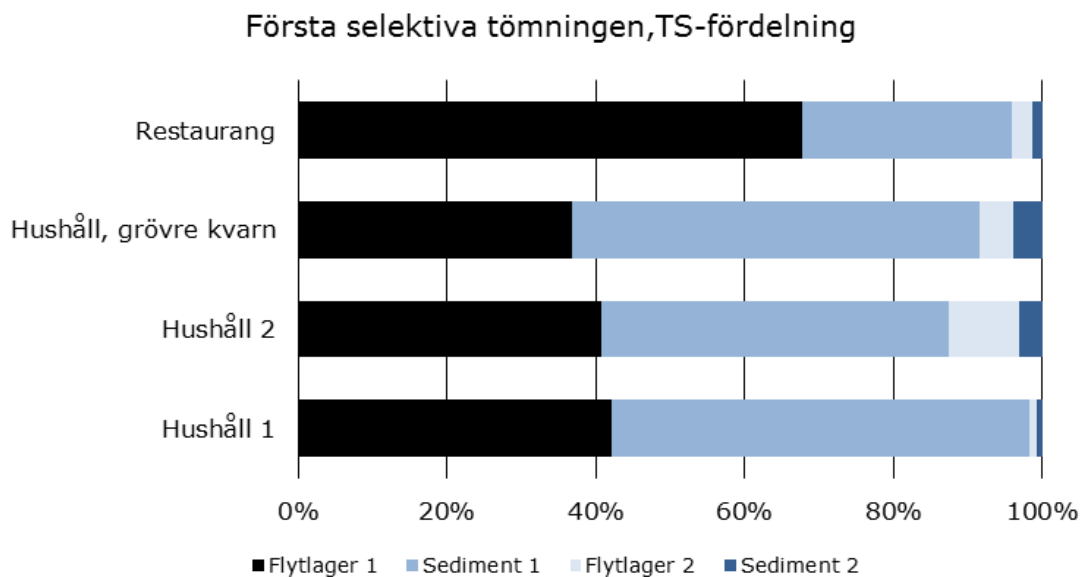


Figur 5-7. VS-fördelning för de två facken i försökstanken vid total tömning.

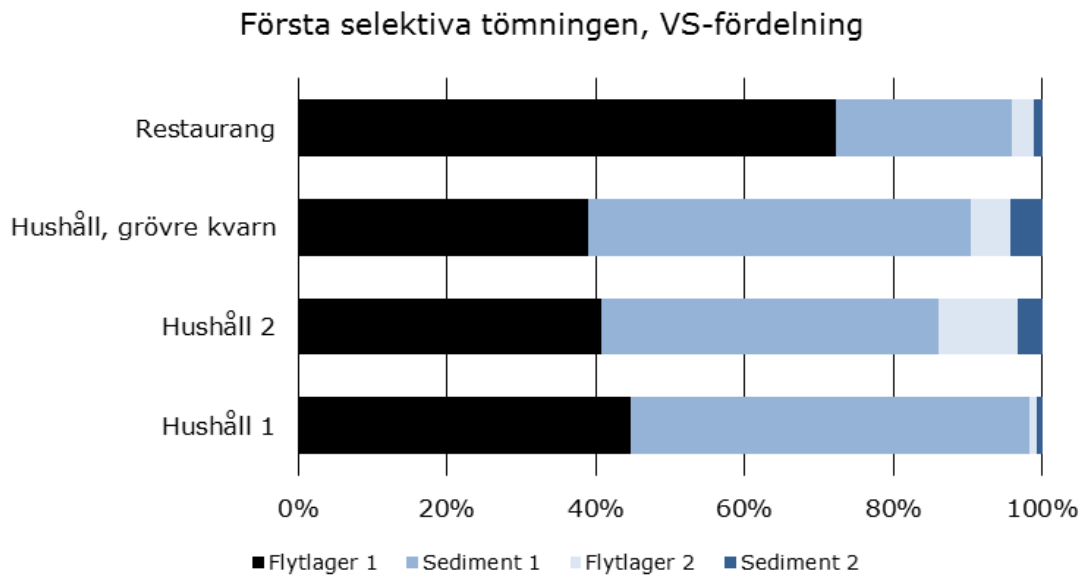
Resultaten visar att en stor andel av materialet stannade kvar i tankens sedimentationsdel. Totalt återfanns 80-86% av TS i tanken vid de försök med total tömning som utfördes. De två identiska försöken (Hushåll 1 och Hushåll 2) visar på en ganska stor osäkerhet hos metoden och försöken med restaurangavfall visar samma tendenser som de med hushållsavfall, både med avseende på TS- och på VS-fördelningen. Den totala mängden TS respektive VS i varje fack fördelar sig i princip identiskt.

5.2.2 Selektiva tömningar

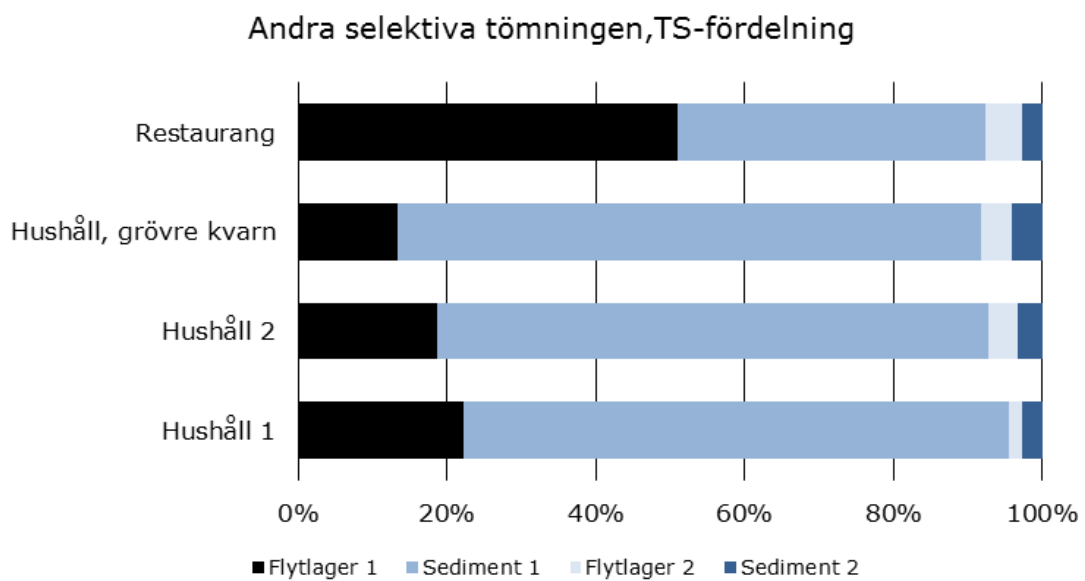
För att undersöka effekterna av en selektiv tömning användes en handpump där material från tankens bottenskikt samt flytskikt pumpades upp för analys av TS och VS. Även det kvarvarande materialet som inte pumpades upp analyserades med avseende på dessa parametrar. Den procentuella fördelningen av materialet mellan flyt- och bottenskikt i fack 1 och 2 respektive presenteras i Figur 5-8, 5-9 , 5-10 och 5-11, både som TS och VS.



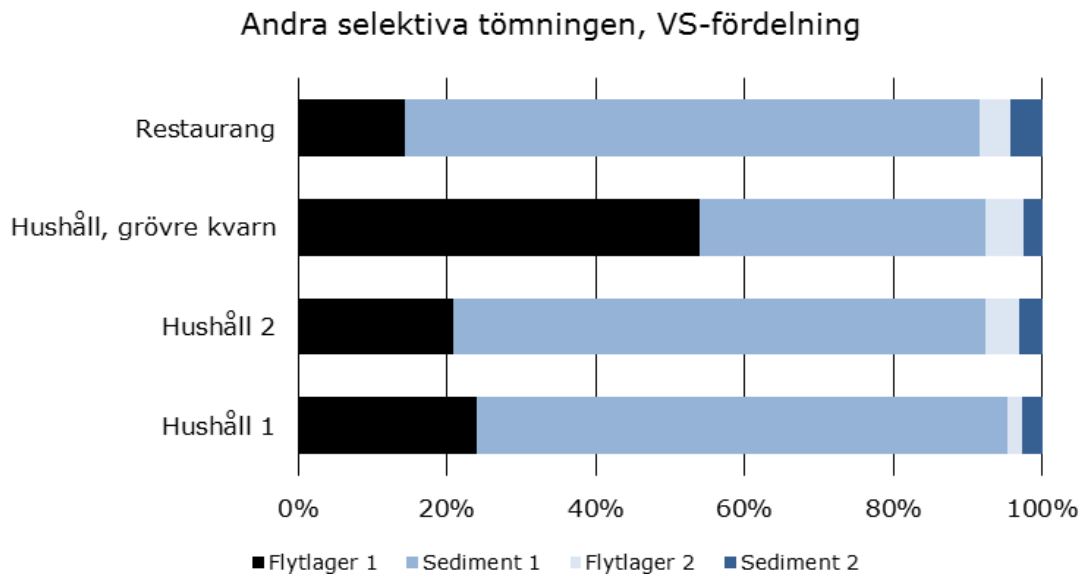
Figur 5-8. TS-fördelning för de två facken i försökstanken vid selektiv tömning.



Figur 5-9. VS-fördelning för de två facken i försökstanken vid selektiv tömning.



Figur 5-10. TS-fördelning för de två facken i försökstanken vid en andra selektiv tömning.



Figur 5-11. VS-fördelning för de två facken i försökstanken vid en andra selektiv tömning.

Omkring 40 respektive 50 % av TS-mängden av det nedmalda matavfallet återfanns som flytskikt respektive bottenkikt i sedimentationsdelen vid den första selektiva tömningen, men ändrades till omkring 20 % respektive 70 % efter omblandning. De initiala flytskikten uppfattades som luftiga, vilket tyder på att luft introducerades vid malningen och transporten till tanken. Vid omblandningen avluftades förmodligen materialet, vilket gav en annorlunda fördelning. Den grövre kvarnen gav upphov till en något lägre andel i flytskiktet än den vanliga, vilket tyder på något annorlunda förhållanden vid malning. Restaurangavfallet skilde sig avsevärt från hushållsavfallet; där återfanns initialt ca 70 % av avfallet i flytskiktet i sedimentationsdelen och efter omblandning fördelade sig hälften av TS-mängden i flytskiktet igen. Resultatet tyder på att fett har en stor inverkan på fördelningen i tanken.

Sett till fördelningen av VS i tanken, så gav den första selektiva tömningen generellt något större andel VS i flytlagren jämfört med TS-fördelningen, vilket tyder på att större delen av fett i materialet återfanns här. Vid den andra selektiva tömningen var fördelningen av TS och VS likartade för hushållsavfallen, medan det grovmalda materialet gav en mycket större andel VS än TS i det första flytskiktet. Restaurangavfallet gav också upphov till mycket olika fördelningar av TS och VS vid den andra selektiva tömningen, men här återfanns istället ca 80 % av den totala mängden tillsatt VS i sedimentet i fack 1.

För att undersöka andelen av materialet som varken återfanns i flytskikt eller bottenkikt jämfördes den totala mängden TS i tanken, beräknat utifrån resultaten från den totala tömningen, med den mängd TS som togs upp vid de selektiva tömningarna. Resultatet, som procent av totala mängden TS, presenteras i Tabell 5-3.

Tabell 5-3. Andel av totala mängden TS som återfanns i flyt- eller bottenskikt vid selektiv tömning (respektive skikt från de båda facken togs ut och vägdes).

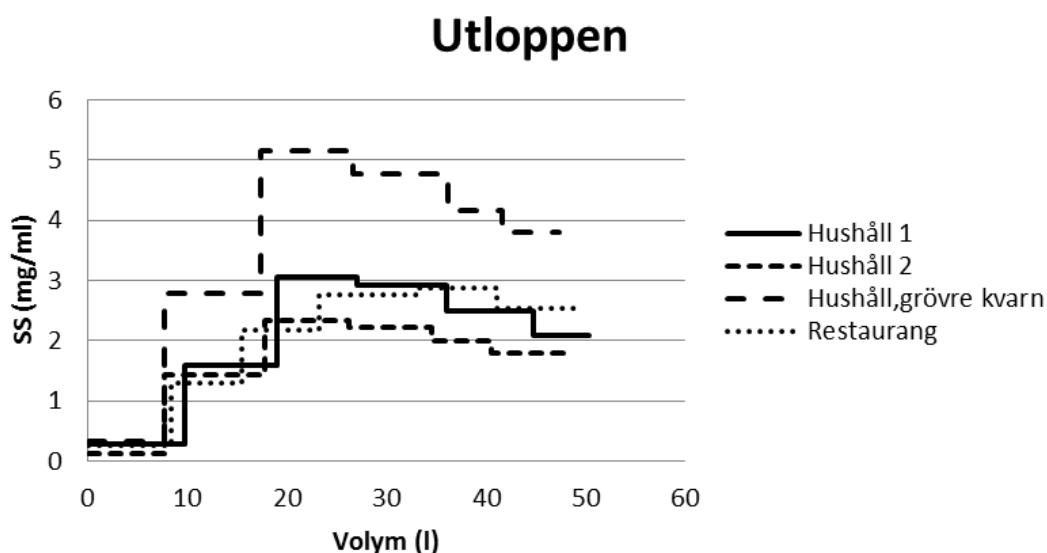
Avfallstyp	Selektiv tömning (% av TS)	
	Utan omblandning	Med omblandning
Hushåll 1	99	78
Hushåll 2	91	68
Hushåll, grövre kvarn	96	71
Restaurang	84	82

Tabellen illustrerar en tydlig ökning av fritt material i tanken efter omblandning, vilket är naturligt eftersom det vid hanteringen och omrörningen lösgörs mindre partiklar i avfallet. Andelen fritt material var dock generellt låg, vilket indikerar god separation av materialet i tydliga flyt- och bottenskikt.

En viktig aspekt att ta hänsyn till vid en eventuell selektiv tömning av tanken, är hur stor andel av tankens totala volym som tas upp. Vid tankförsöken togs i medeltal 30 % av den totala tankvolymen upp vid den selektiva tömningen av bottenskiktet i sedimentationsdelen, att jämföra med 5 % för flytskiktet. Handpumpen som användes var, om än ändamålsenlig, inte särskilt effektiv vilket gjorde att ganska stora vattenvolymer följde med materialet. Därför blev de uppumpade volymerna vid bottenuttag överdrivet stora.

5.2.3 Utlopp

Resultaten från SS-analysen av utloppen återges i Figur 5-12. Det är tydligt att de första 10 litrarna bestod av i princip rent vatten för alla försök. Mest material följde med utloppet när drygt 20 liter avfall med vatten, dvs ca 40% av den totala tillförda mängden tillsatts systemet.



Figur 5-12. Halter av suspenderat material i utloppet från försökstanken efter olika volym tillfört substrat (avfall + vatten).

TS-halten bestämdes för vätskan i den näst sista hinken, som representerar utloppet vid ungefär 35-45 liter för alla försök. TS låg då mellan 0,5 och 0,8 %. Vid uppskattningen av den totala mängd TS som följt med utloppet antogs de uppmätta TS-värdena gälla för hink 3 till 6 (20-50 liter), medan hink 1 och 2 försumrades. Detta resonemang medför antagligen att en viss mån underskattning av mängden TS i utloppet, om det antas att det finns ett fast samband mellan TS och SS. Den framräknade TS-mängden gav att 20 % av det normalda materialet återfanns i utloppet vid försöken med vanlig WK samt 30 % för försöket med grövre kvarn. VS-mängden beräknades också och gav liknande resultat, eftersom större delen av TS bestod av VS. Försöken med grövre kvarn gav alltså upphov till större mängd material i utloppet, vilket tyder på att kvarnen gav materialet en annan karaktär, med både grövre och finare partiklar än vad WK gjorde.

5.2.4 Sammanfattning av resultat tankförsök

Tankförsöken visade att en stor andel av det malda avfallet fördelades i tydliga flyt- och bottenskikt i tankens sedimentationsdel och att fördelningen tydligt beror av graden av omblandning och eventuell luftinblandning vid malning. Avfallets karaktär har också betydelse för fördelningen; fettets storlek har stor påverkan. Den egenutvecklade försöksmetoden är inte exakt, vilket återspeglades i de dubbla försöken.

Den totala avfallsmängden vid försöken var låg i förhållande till fullskalesystemen och tillförseln av material till tanken gjordes under en begränsad tid, vilket gör det svårt att koppla resultaten till fullskalesystemen. I fullskala har förmodligen också rörtransport och pumpning en påverkan på avfallet innan det når tanken. Provtagning och flödesmätning vid fullskaletankarnas in- och utlopp vore därför värdefullt. Det skulle ge information om avfallets egenskaper vid införsel i tanken, andelen avfall som följer med utloppet och belastningen på tanken.

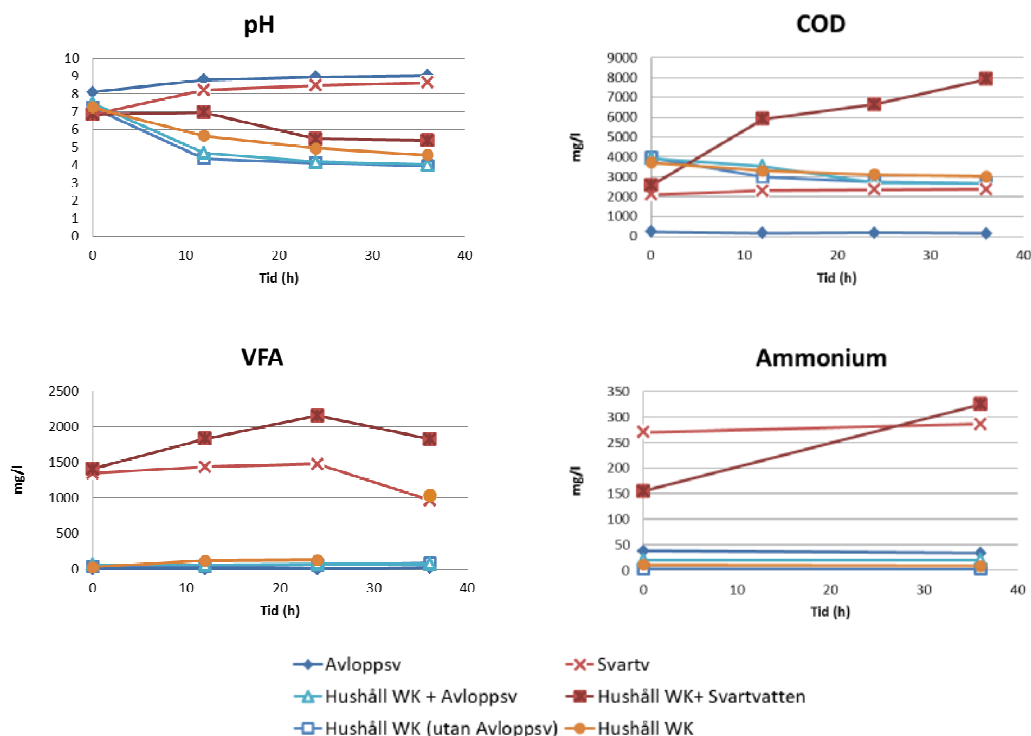
6 Nedbrytning under olika förhållanden

Nedbrytningsegenskaperna hos kvarnavfall studerades genom att utföra satsvisa hydrolysförsök under olika förhållanden som skulle simulera de båda systemen (tank respektive ledningssystem), se metodbeskrivning i Kap. 3.6.4. Inverkan av faktorer som olika typ av avfall, partikelstorlek, temperatur, hämning från diskmedel och ympning med avloppsvatten, svartvatten och avfall från fullskalesystem med matavfallskvarnar undersöktes utfifrån vad som ansågs mest relevant i de båda systemen. Dessa försök skall ses som ett slags ”förförsök”, då denna metod inte tidigare använts för de undersökta substraten. Resultaten skall ses som indikationer på vilka faktorer som har betydelse för nedbrytningen. Kapitlet har delats in i resultat som främst berör kvarn till ledningsnät (Kap. 6.1) och resultat som främst berör tanksystemet (Kap. 6.2).

6.1 Nedbrytning av matavfall i ledningsnät

6.1.1 Inverkan av avloppsvatten eller svartvatten

Korttidsförsök (36 h) med hushållsavfall (eget recept, se bilaga) blandat med antingen avloppsvatten eller svartvatten utfördes för att efterlikna att avfallskvarnarna kopplas till antingen avloppsnätet eller till ett separat svartvattensystem. Syftet med testet var att undersöka om avloppsvattnet/svartvattnet bidrar till att påskynda nedbrytningen. Resultaten (Figur 6-1) i form av utvecklingen av COD och VFA visar på en snabbare nedbrytning av hushållsavfallet (malt med en Waste King) när det hydrolyserats tillsammans med svartvatten än när endast kranvatten tillsatts försöket. Däremot syns ingen större skillnad i nedbrytning mellan avfall som hydrolyserats med eller utan avloppsvatten. Det bör nämnas att dessa resultat härstammar från två separata försök och att andelen svartvatten respektive avloppsvatten uttryckt som TS utav totala TS (avfall + svartvatten/avloppsvatten) var väldigt olika. Svartvattnets TS utav totala uppgick till ca 30 %, medan avloppsvattnet (som var väldigt tunt) bara utgjorde 3 % av totala TS. Eftersom avloppsvatten innehåller svartvatten är det troligt att en högre koncentration av avloppsvatten också skulle gett en snabbare hydrolys av avfallet. Nedbrytningen av TS och VS (Tabell 6-1) under det 36 h långa försöket var likartad för alla reaktorerna, 5-6 % för TS och 3-7 % för VS.



Figur 6-1. Förändring av pH, löst COD, VFA och $\text{NH}_4\text{-N}$ under hydrolysförsök med avfall som blandats med avloppsvatten respektive svartvatten. (OBS! Sista mätningen av VFA i Hushåll WK (utan svartvatten) (36 h) visar på en oförklarligt hög acetathalt.)

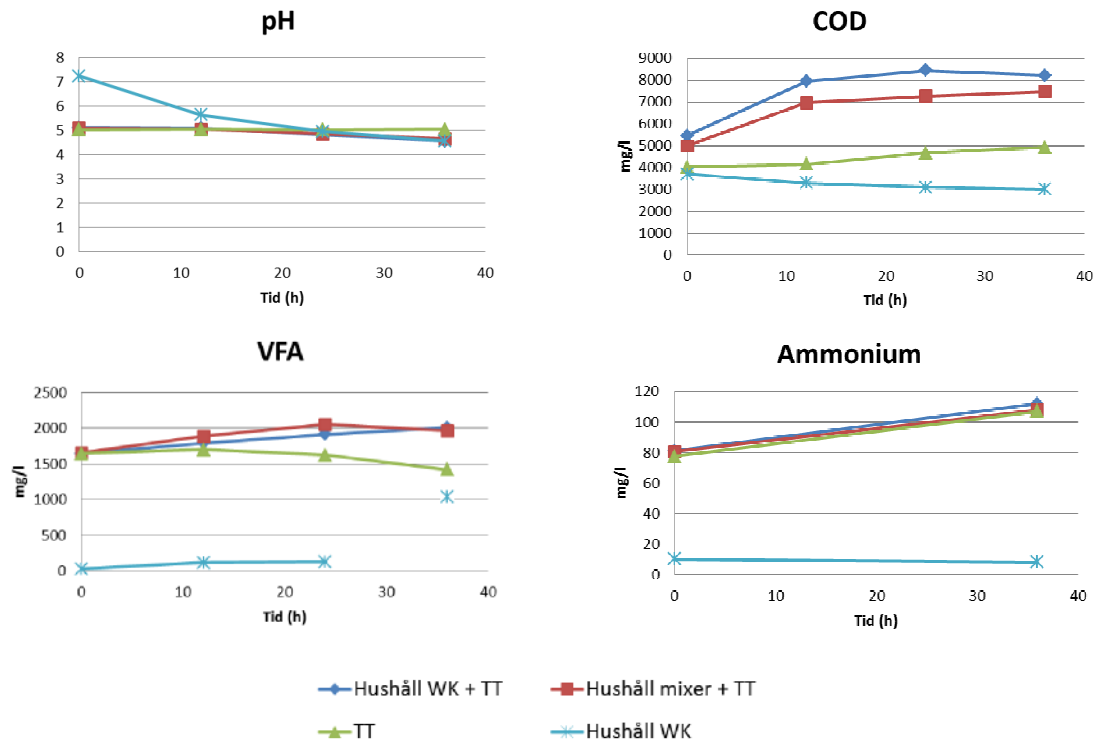
Tabell 6-1. Nedbrytningsgrader av TS och VS som skillnad i procent före och efter det 36 h långa hydrolysförsöket.

	TS %	VS %
Hushåll WK (utan avloppsvatten)	6 %	5 %
Hushåll WK + avloppsvatten	5 %	3 %
Hushåll WK + svartvatten	6 %	7 %
Hushåll WK (utan svartvatten)	5 %	6 %

6.1.2 Inverkan av ymp under korttidsförsök

För att simulera ett eventuellt framtida scenario där många hushåll har kvarnar som är anslutna till avloppsledningsnätet gjordes ett korttidshydrolysförsök med kvarnat matavfall (avfall som malts genom en Waste King samt avfall som sönderdelats med mixer) vid hög omrörning (170 varv/min). Syftet med försöket var att undersöka om nedbrytningen under 36 h påverkas av att ymp (kvarnavfall från fullskalesystemet Turning Torso som legat i tanken 0-4 veckor) tillsätts. Det antogs att vid en stor utbyggnad av systemet skulle "gammalt" avfall kunna finnas i ledningssystemet och påskynda hydrolysen av "färskt" kvarnavfall. Resultaten (Figur 6-2) visar att hydrolysen påskyndas av det tillsatta fullskaleprovet (ympen) och att det sker en hydrolys redan efter

10 h. Både det mer finfördelade Waste King-avfallet och det grövre, manuellt mixade, avfallet visade sig hydrolysera likartat när det ympats. För avfallet utan tillsats av ympande fullskaleavfall sågs i princip ingen hydrolys under försökets 36 h. Nedbrytningsgraden studerades inte i detta försök.

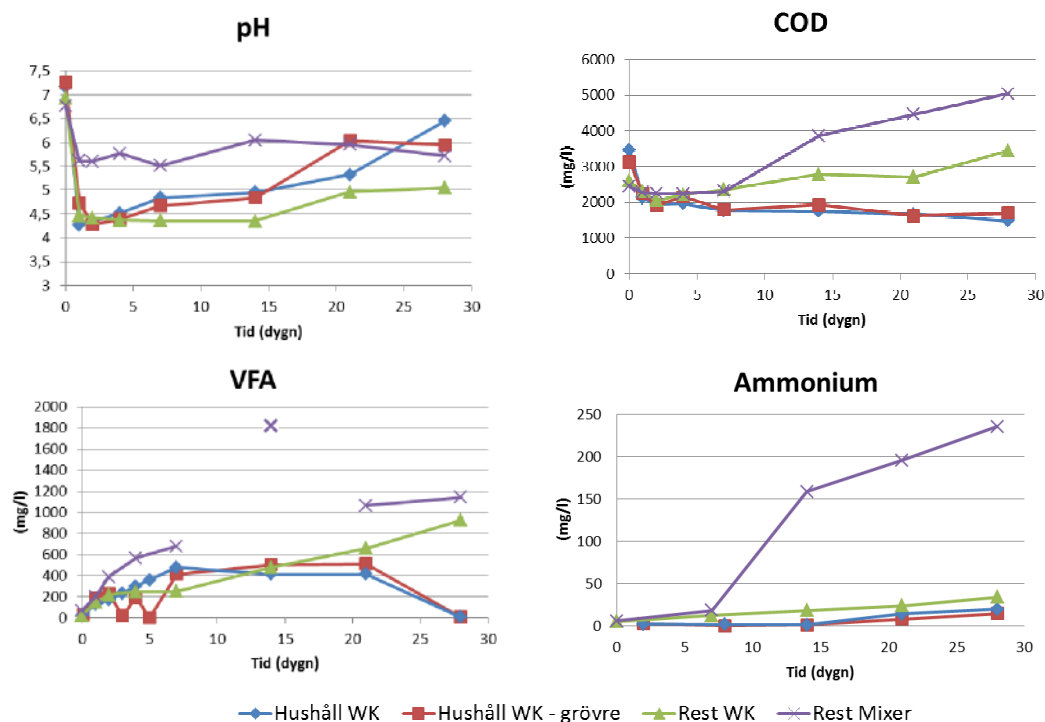


Figur 6-2. Förändring av pH, löst ammonium, löst COD och löst VFA (acetat + propionat) under hydrolysförsök (korttidsförsök) med hushållsavfall som blandats med kvarnavfall från fullskalesystemet Turning Torso. OBS! Sista mätningen av VFA i Hushåll WK (36 h) visar på en oförklarligt hög acetathalt).

6.2 Nedbrytning av matavfall i tanksystem

6.2.1 Partikelstorlekens inverkan

För att undersöka vilken betydelse partikelstorleken har för nedbrytningshastigheten gjordes hydrolysförsök på avfall som malts ned med olika kvarnar. Ingen ymp användes. Hushållsavfall maldes i kvarnarna Waste King (WK) och den modifierade Waste King (WK – grövre). Restaurangavfall maldes med en Waste King och sönderdelades också mha en mixer. Försöken pågick under totalt 4 veckors tid med en låg omrörningshastighet (50 varv/min). Mätningar gjordes ett antal gånger under försökets gång för att kunna utvärdera om uppehållstiden (som är relaterad till tömningsintervall) påverkar nedbrytningen. Utvalda resultat visas i Figur 6-3 nedan.



Figur 6-3. Förändring av pH, löst COD, VFA och löst $\text{NH}_4\text{-N}$ under hydrolysförsök med avfall med olika partikelstorlek. WK – grövre är en WK kvern där hålstorleken utökats. (OBS mätningen av VFA (propionat) i Rest Mixer (14 d) visade på en oförklarligt hög halt).

Vid tidpunkten $t=0$ ligger pH i alla reaktorer mellan 7-7,50. Därefter sker en kraftig pH-sänkning. De initiala höga pH-värdena, förklaras av att avfallet (med pH runt 6,9 (hushåll) respektive 6,7 (restaurang) blandats med kranvatten med pH runt 7,70) i proportioner 1:1. Efter den initiala sänkningen av pH de första dygnen sker en viss ökning och därefter stabilisering i pH för restaurangavfallet medan pH för hushållsavfallet ökar under de följande veckorna av försöket. Resultaten visar inte på någon större skillnad för hushållsavfall som malts med kvarnar med olika hålstorlek (WK/WK – grövre). För restaurangavfallet är skillnaden stor i pH mellan det avfall som malts med kvarnen och det som malts med mixer. Mixeravfallet har inte lika lågt pH under hydrolysförsöket som det kvarnmaldavfallet. Förändringen i löst COD (Figur 6-3) visar att upplösningen av COD är markant större under försöket med mixersönderdelat avfall än med kvarnnedmalt avfall, vilket tyder på att en högre nedbrytning sker trots att detta avfall har större andel grövre partiklar. Utvecklingen av löst COD skiljer sig inte nämnvärt för de två olika hushållsavfallen. Det kan möjligen förklaras av att partikelstorleken var ganska lika oavsett om den vanliga Waste King-kvarnen eller den modifierade Waste King - grövre användes. Av någon anledning verkar det som att halten löst COD minskar något för båda hushållsavfallen. Det rör sig dock om låga halter COD. Eftersom både löst ammonium och VFA ökar under större delen av försöken (VFA-halterna minskar i sista mätpunkten), verkar det ändå som att en hydrolys pågår. Det skall också nämnas att dessa resultat kommer från två olika försöksomgångar. Restaurangavfallet kördes inom ett försök och hushållsavfallet inom ett annat.

Proceduren var dock densamma. Restaurangavfallet innehöll högre andel fett än hushållsavfallet.

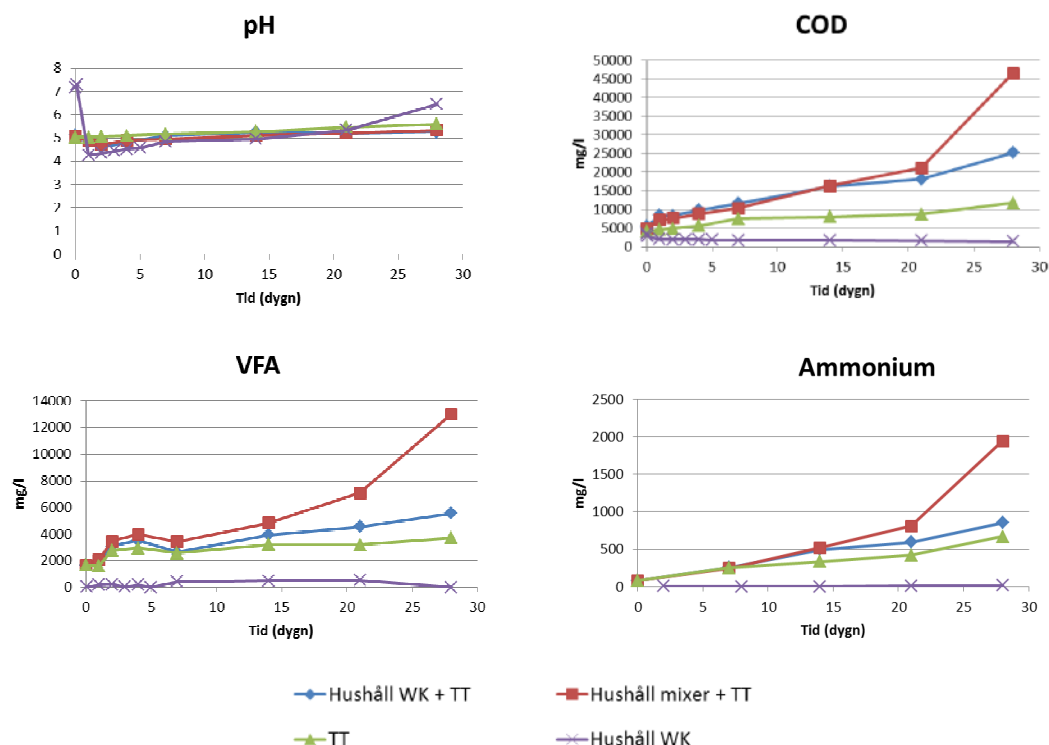
Nedbrytningen av TS och VS (Tabell 6-2) under försöket har beräknats utifrån analyser av TS och VS före och efter hydrolysförsöket. Resultaten tyder på en hög nedbrytning av organiskt material.

Tabell 6-2. Nedbrytningsgrader av TS och VS som skillnad i procent före och efter det 4 veckor långa hydrolysförsöket.

	TS nedbrutet	VS nedbrutet
Hushåll WK	30 %	30 %
Hushåll WK - grövre	35 %	35 %
Restaurang WK	40 %	45 %
Restaurang mixer	43 %	49 %

6.2.2 Inverkan av ymp i tanksystem

Långtidsförsök (4 veckor) med hushållsavfall (eget recept) blandat med avfall från fullskalesystemet Turning Torso (TT) utfördes för att efterlikna att avfallskvarnarna kopplas till en separat tank där "äldre" kvarnavfall kan innehålla mikroorganismer som kan påskynda nedbrytningen, dvs fungera som en hydrolyserande ymp. Andelen TS från fullskaleprovet var mkt hög, ca 70 % av totala torrsbstanshalten i reaktorn.



Figur 6-4. Förändring av pH, löst ammonium, löst COD och löst VFA (acetat + propionat) under hydrolysförsök med hushållsavfall som blandats med kvarnavfall från fullskalesystemet Turning Torso.

Resultaten (Figur 6-4) i form av utvecklingen av löst COD, $\text{NH}_4\text{-N}$ och VFA visar på en snabbare nedbrytning av hushållsavfallet (malt med en Waste King eller med mixer) när det hydrolyserats tillsammans med Turning Torso avfall än när endast kranvatten tillsatts försöket. Resultaten visar också på skillnad i nedbrytning om avfallet malts med en Waste King eller med en mixer. Avfallet som malts med mixern (och blandats med TT) verkar hydrolyseras mer än det avfall som malt med avfallskvarnen Waste King.

Nedbrytningen av TS och VS (Tabell 6-3) under försöket har beräknats utifrån analyser av TS och VS före och efter hydrolysförsöket. Resultaten tyder på en hög nedbrytning av organiskt material i de reaktorer där avfallet blandats med Turning Torso-avfall. Materialet från Turning Torso bryts inte ned lika mycket vilket kan förklaras av att det redan varit delvis nedbrutet efter lagringen i fullskaletanken.

Tabell 6-3. Nedbrytningsgrad av TS och VS under det 4 veckor långa försöket.

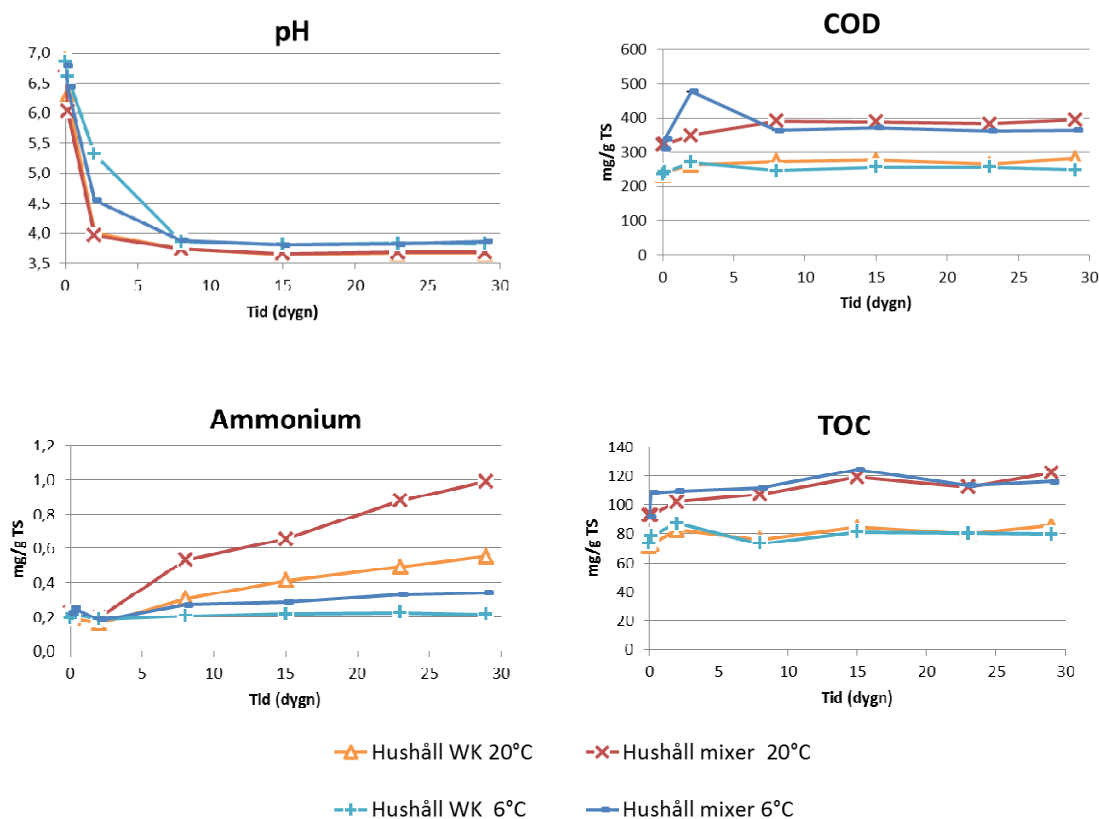
	TS nedbrutet	VS nedbrutet
Hushåll WK + TT	26 %	30 %
Hushåll mixer + TT	23 %	27 %
TT	14 %	16 %

6.2.3 Temperatures betydelse för nedbrytningen

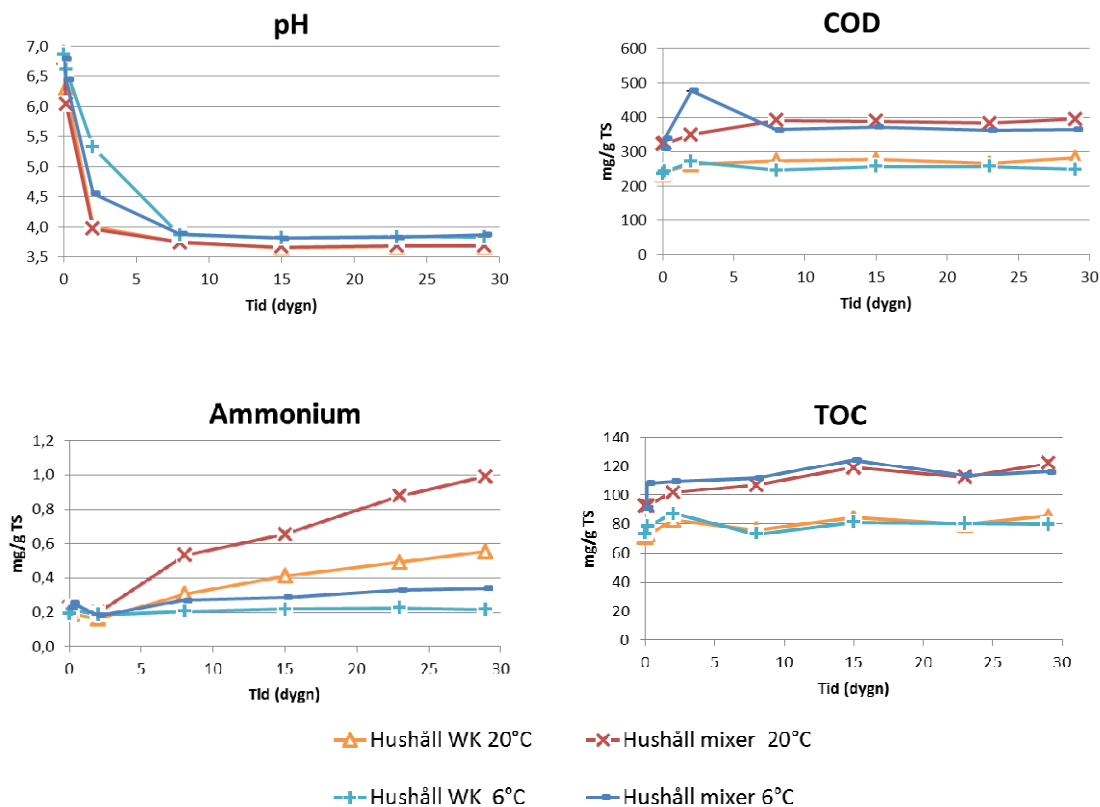
Betydelsen av temperaturen på nedbrytningen har utvärderats genom att hydrolysera två olika hushållsavfall (malt med WK och med mixer) vid två olika temperaturer, 6°C och 20°C under en period på 4 veckor.

Resultaten visas i Figur 6-5 och i Figur 6-6. I den senare figuren har koncentrationerna av COD, NH₄-N och TOC räknats om till mg/kg TS eftersom TS-halterna för de båda avfallen initialt skiljde sig åt ganska mycket. Halterna av VFA (mätt som acetat) finns i Figur 6-7.

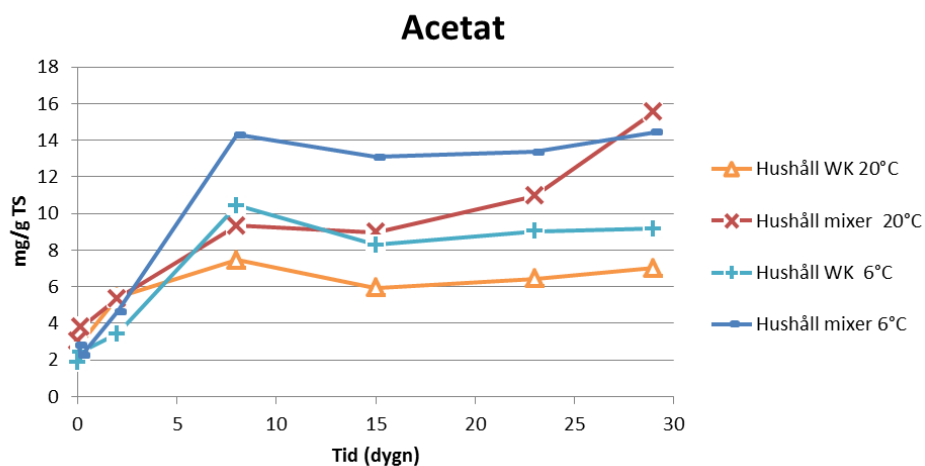
Resultaten visar att det sker en nedbrytning (syns på både pH, COD, TOC och NH₄-N). Det är en tydlig skillnad mellan rumstemperatur (20 °C) och kylrum (6 °C) för ammoniumutvecklingen, men inte för de andra parametrarna. Sett till tiden verkar det tydligt att uppehållstiden har betydelse för ammoniumutvecklingen, medan detta inte verkar lika tydligt för COD. Det jämfördes dessutom hur stor inverkan omrörningen har genom att parallellt med detta försök köra samma reaktorer utan omrörning. Resultaten visade att omrörningen inte inverkade mycket och därför har resultaten från de icke omrörda reaktorer ej tagits med.



Figur 6-5. Förändring av pH, löst ammonium, löst COD och löst TOC under hydrolysförsök vid olika temperatur med hushållsavfall. (TS-halterna var 2,4 % för Hushåll WK och 1,6 % för Hushåll mixer).



Figur 6-6. Förändring av pH, löst ammonium, löst COD och löst TOC under hydrolysförsök vid olika temperatur med hushållsavfall. Omräknat till mg/kg TS.



Figur 6-7. Förändring av acetat (propionathalterna var under detektionsgränsen) under hydrolysförsök vid olika temperatur med hushållsavfall. Omräknat till mg/kg TS (uttryckt som COD).

Nedbrytningen av TS och VS (Tabell 6-4) under försöket har beräknats utifrån analyser av TS och VS före och efter hydrolysförsöket. Resultaten tyder på en högre nedbrytning av det mixade avfallet än för det som malts ned genom en avfallskvarn.

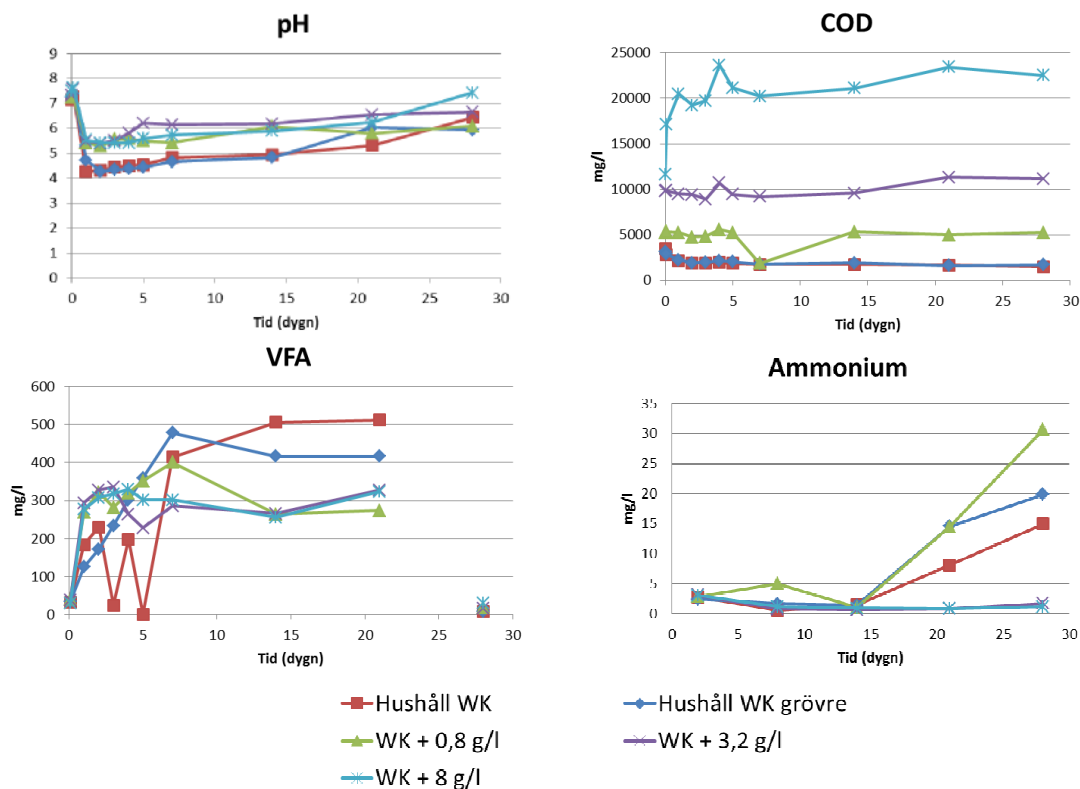
Tabell 6-4. Nedbrytningsgrad av TS och VS under det 4 veckor långa hydrolysförsöket vid olika temperaturer.

	TS nedbrutet	VS nedbrutet
Hushåll WK 20°C	5 %	-7 %
Hushåll mixer 20°C	40 %	26 %
Hushåll WK 6°C	6 %	-6 %
Hushåll mixer 6°C	39 %	24 %

Resultaten i tabellen tyder på att temperaturen inte påverkar totala nedbrytningen av TS/VS så mycket, vilket är förvånande eftersom de flesta biologiska processer gynnas av en högre temperatur, i alla fall upp till 20 °C. Det är större skillnad mellan mixern och WK än mellan de olika temperaturerna (precis som för utvecklingen av COD, TOC och acetat visade). De negativa värdena för VS-nedbrytningen visar på osäkerheter i analyserna. Baserat på de analyser som gjorts verkar det som att TS-innehållet minskat med 40 % för det avfall som sönderdelades med mixern under de fyra veckorna som försöket pågick.

6.2.4 Inverkan av diskmedel

För att undersöka om diskmedel verkar hämmande på dels den initiala nedbrytningen (i ett tanksystem) och dels metanbildningen utfördes hydrolysförsök under 4 veckor där det initialt tillsattes en tensid i olika koncentration till hushållsavfall som malts i en Waste King. Den anjoniska tensiden Natriumdodecylsulfat, CAS 151-21-3 användes eftersom den är en vanlig substans i handdiskmedel. Tensiden tillsattes i koncentrationer om 0-8 g/l. Resultaten visas i Figur 6-8.



Figur 6-8. Förändring av pH, löst COD, VFA och NH₄-N under hydrolysförsök med avfall som blandats med olika koncentrationer tensid. (OBS sista mätningen av VFA (28 d) visar orimligt låga halter.

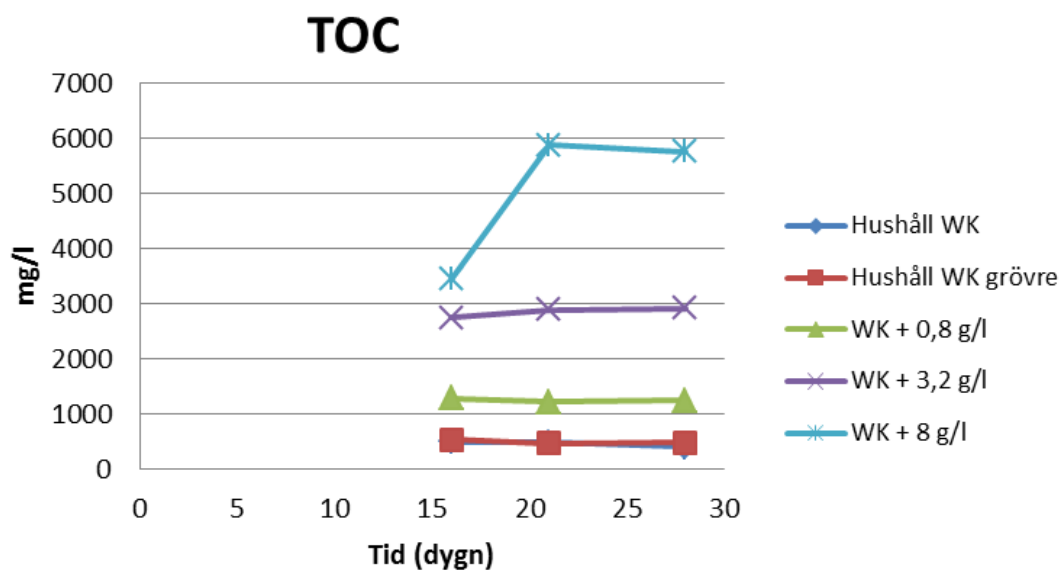
Mätningarna visar att där är en tydlig skillnad i pH-utvecklingen mellan de reaktorer som tillsatts tensid jämfört med de "rena" hushållsavfallen. Koncentrationen av löst COD är högre ju högre koncentration av tensid som tillsatts. En del av förklaringen till detta är att tensiden i sig bidrar med ganska mycket COD. Våra mätningar (uppmätt löst COD i tensid som lösts upp i antingen destillerat vatten eller kranvatten) visade att de tillsatta koncentrationerna av tensid motsvarade de i Tabell 6-5.

Tabell 6-5. Tensidens möjliga bidrag till koncentrationen av COD.

Tensidkoncentration	COD-koncentration (löst i destillerat vatten)	COD-koncentration (löst i kranvatten)
0,8 g/l	1600 mg/l	670 mg/l
3,2 g/l	6400 mg/l	2700 mg/l
8 g/l	16000 mg/l	6700 mg/l

Det är alltså inte möjligt att förklara de höga COD-koncentrationerna enbart med bidraget från tensiden utan en del av det lösta COD måste bero på att tensiderna bidragit till att lösa upp partikulärt organiskt material, vilket inte är allför överraskande då detta är tensidernas huvuduppgift i diskmedel. I reaktorerna med de två högsta koncentrationerna

syns dessutom en tendens till att upplösningen ökar med tiden. För att säkerställa att inte tensiden påverkat COD-mätningen (klorid och bromid kan ge utslag vid mätning av COD med ampullmetoden, Dr Lange) mättes även löst TOC (TOC-mätningen påverkas inte av eventuell förekomst av klorid eller bromid) i andra delen av försöket (Figur 6-9). Liknande resultat som för COD erhöles. Även här uppmättes TOC i tensid som lösts upp i vatten. Precis som för COD kunde det konstateras att en del, men inte hela, TOC-koncentrationen berodde på bidrag från tensidens TOC.



Figur 6-9. Förändring av löst TOC under hydrolysförsök med avfall som blandats med olika koncentrationer tensid.

Ammoniumhalterna under försöket visar på att de högre koncentrationerna av tensid påverkar ammoniumbildningen negativt, medan den lägsta koncentrationen ej påverkat eller möjligen bidragit till en något högre hydrolys jämfört med avfallen utan tensid tillsats.

VFA-resultaten (mätt som acetat + propionat) är något tvetydiga (Figur 6-8). Inga tydliga indikationer på varken hämning eller något positivt bidrag från tensiden är synliga.

Sammanfattningsvis verkar det som att tensiderna löser upp partikulärt organiskt material i form av fett, vilket visar sig som löst COD och TOC, men inte bidrar till ökade halter av ammonium eller VFA. Det verkar även som att de högre koncentrationerna av tensid eventuellt hämmar den biologiska hydrolysen (lägre ammoniumhalter och eventuellt lägre VFA).

För att utvärdera hur mycket av det organiska innehållet som potentiellt förloras, dvs ej kan nyttjas för biogasproduktion vid lagring under 4 veckor i tanksystem har TS/VS före respektive efter jämförts och nedbrytningsgrader beräknats (Tabell 6-6). Eftersom det är osäkert om tensiden bryts ned under försöket har enbart nedbrytningsgrader för

reaktorerna utan tensid studerats. Resultaten redovisas i Tabell 6-6. Det kan konstateras att ca 30 % av TS/VS kan förloras under 4 veckors lagringstid.

Tabell 6-6. Nedbrytningsgrad av TS och VS under det 4 veckor långa försöket.

	TS nedbrutet	VS nedbrutet
Hushåll WK	30 %	20 %
Hushåll WK grövre	35 %	35 %

6.3 Sammanfattning av resultat nedbrytningsförsök

6.3.1 Avfallskvarnar kopplade till ledningsnät

Utvalda resultat från de korta nedbrytningsförsöken har sammanfattats i Tabell 6-7. I tabellen visas den initiala COD-upplösningshastigheten som medel under de första 10 timmarna, en procentuell ökning av löst COD under hela försöket (36 h) samt TS- och VS-nedbrytning under hela försöket.

Sett till nedbrytningsgrad under transporten i ledningsnät visade mätningarna av TS och VS före och efter 36 timmars hydrolys på en låg nedbrytningsgrad av TS och VS (5-6%), se Tabell 6-7. Resultaten visar också att ingen upplösning av COD sker (negativa värden). Vattenfasen i ett avloppsledningsnät har i stort sett alltid en mycket kortare rinntid än 36 h (Svensson, 2011, muntlig kommunikation). Det har inte kunnat hittas några uppgifter om hur lång transporttid partiklarna i ett ledningsnät har. Försöken med inblandning av matavfall från tanksystem (matavfall TT) visar att en hydrolyserande ymp ger en tydlig upplösning av löst COD och under 36 h uppehållstid fås en 50%-ig ökning av löst COD. Detta antyder att en nedbrytning kan fås om matavfall ansamlas i ledningsnätet så länge att det hydrolyseras och kan fungera som ymp för färskare matavfall.

För system med avfallskvarn som sammankopplas med svartvatten finns också en risk att nedbrytning av matavfallet fås i systemet genom att svartvattnet bidrar till en mycket snabbare hydrolys. Resultaten visade både på en hög initial COD-upplösning och en hög total COD-upplösning för *Hushåll WK + svartvatten* jämfört med *Hushåll WK*, se Tabell 6-7. Inblandning av avloppsvatten bidrog inte väsentligt till en ökad hydrolyshastighet av det kvarnade avfallet och det uppmättes inte heller någon COD-upplösning i det rena avloppsvattnet.

Tabell 6-7. Initial COD-upplösning (0-10 h), procentuell ökning av COD under hela försöket (36 h) samt TS och VS-nedbrytning under hela försöket.

	Initial COD-upplösning (0-10 h) mg COD/h/g VS _{initial}	Total ökning av löst COD %	TS-nedbrytning %	VS- nedbrytning %
Korttidsförsök 36 h				
Hushåll WK	-3,8	-19%	5%	6%
Hushåll WK	-8,0	-32%	6%	5%
Hushåll WK + avloppsvatten	-3,2	-32%	5%	3%
Hushåll WK + svartvatten	21,5	209%	6%	7%
Hushåll WK + matavfall TT	6,6	51%	Ej uppmätt	Ej uppmätt

Hushåll mixer + matavfall TT	5,4	50%	Ej uppmätt	Ej uppmätt
Avloppsvatten	-26,0	-39%	Ej uppmätt	Ej uppmätt
Svartvatten	4,6	12%	Ej uppmätt	Ej uppmätt
Matavfall TT	0,5	23%	Ej uppmätt	Ej uppmätt

6.3.2 Avfallskvarnar kopplade till tanksystem

Utvalda resultat från de långa nedbrytningsförsöken har sammanfattats i Tabell 6-8. I tabellen visas den initiala COD-upplösningshastigheten som medel under de första 24 timmarna, en procentuell ökning av löst COD under hela försöket (28 dygn) samt TS- och VS-nedbrytning under hela försöket.

Tabell 6-8. Initial COD-upplösning (0-24 h), procentuell ökning av COD under hela försöket (28 dygn) samt TS och VS-nedbrytning under hela försöket.

	Initial COD-upplösning (0-24 h) mg COD/h/g VS _{initial}	Total ökning av löst COD %	TS- nedbrytning %	VS- nedbrytning %
Långtidsförsök 28 dygn				
Hushåll WK	-6,6	-57%	30%	30%
Hushåll WK Grövre	-4,1	-45%	35%	35%
Restaurang WK	-1,3	33%	40%	45%
Restaurang mixer	-0,8	106%	43%	49%
Hushåll WK + matavfall TT	4,0	363%	26%	30%
Hushåll mixer + matavfall TT	3,1	830%	23%	27%
Matavfall TT	1,2	193%	14%	16%

Sett till COD-upplösning visar resultaten att det inte sker någon nämnvärd hydrolys för de kvarnade hushållsavfallen när de inte tillförs någon ymp. Vid tillsats av matavfall från fullskalesystemet Turning Torso, som ymp, syns däremot en tydlig upplösning av COD. Resultaten antyder även att det framtagna restaurangavfallet (som innehöll mer fett och även fisk) hydrolyseras till en större grad än hushållsavfallet.

Nedan följer en sammanställning av vad resultaten från de långa nedbrytningsförsöken visar med avseende på tömningsintervall, partikelstorlekens betydelse och temperaturens inverkan.

6.3.2.1 Tömningsintervall

Helt generellt verkar det som att tömningsintervallet har betydelse för hur långt nedbrytningen hinner gå. Bildningen av ammonium och VFA visar tydligast att uppehållstiden i reaktorn har betydelse för nedbrytningen.

Mätningarna av TS och VS före och efter de långa hydrolysförsöken (4 veckor) visade på varierande nedbrytningsgrader av TS och VS (se Tabell 6-8). Variationerna kan delvis förklaras av en del osäkerhet i representerbarheten hos proverna efter avslutat försök, pga viss avdunstning och pga att det var svårt att skrapa ihop allt material som fastnat på

reaktorväggar och lock. En hel del skumning förekom dessutom under försöken. Den maximala nedbrytningsgrad som uppmättes av TS/VS var 35/35 % för hushållsavfallet och 43/49 % för restaurangavfallet vid rumstemperatur. I verkligheten är det troligt att nedbrytningen blir lägre eftersom temperaturen i tanken är lägre än 20 grader, miljön inte är syrefri och eftersom medeluppehållstiden för avfallet i tanken blir kortare än 4 veckor (vid tömningsintervall 4 veckor).

6.3.2.2 Partikelstorlekens betydelse

Den enda skillnaden i nedbrytning som kunde konstateras var när avfallet sönderdelades med mixer istället för med kvarn. Andelen stora partiklar var högre i det mixade avfallet. Trots detta blev nedbrytningen högre i det mixade avfallet, vilket förmodas bero på det annorlunda sönderdelningssättet. Eventuellt ger denna metod även högre andel mycket små partiklar. Det kunde inte konstateras någon skillnad i nedbrytningshastighet mellan avfall som malts med den ursprungliga kvarnen av märket Waste King och den modifierade kvarnen (Waste King – grövre) som skulle ge en något (men inte mycket) högre andel grova partiklar.

6.3.2.3 Temperaturens betydelse

Temperaturens betydelse för utvecklingen av ammonium var tydlig. Det var betydligt högre ammoniumhalter vid 20 grader än vid 6 grader, vilket tyder på en snabbare nedbrytning. De andra analyserade parametrarna (pH, COD, TOC och acetat) visar emellertid inte på någon större skillnad för de två temperaturerna.

7 Metanproduktion från nedmalt matavfall

7.1 Teoretisk metanpotential

Den teoretiska metanpotentialen i fullskaleprover (visas i Tabell 7-1) baserat på innehåll av kolhydrat, protein och fett beräknades med hjälp av data från Christensen *et al.* (2003) och Angelidaki (2002).

Tabell 7-1. Teoretisk metanpotential baserat på innehållet i fullskaleprover.

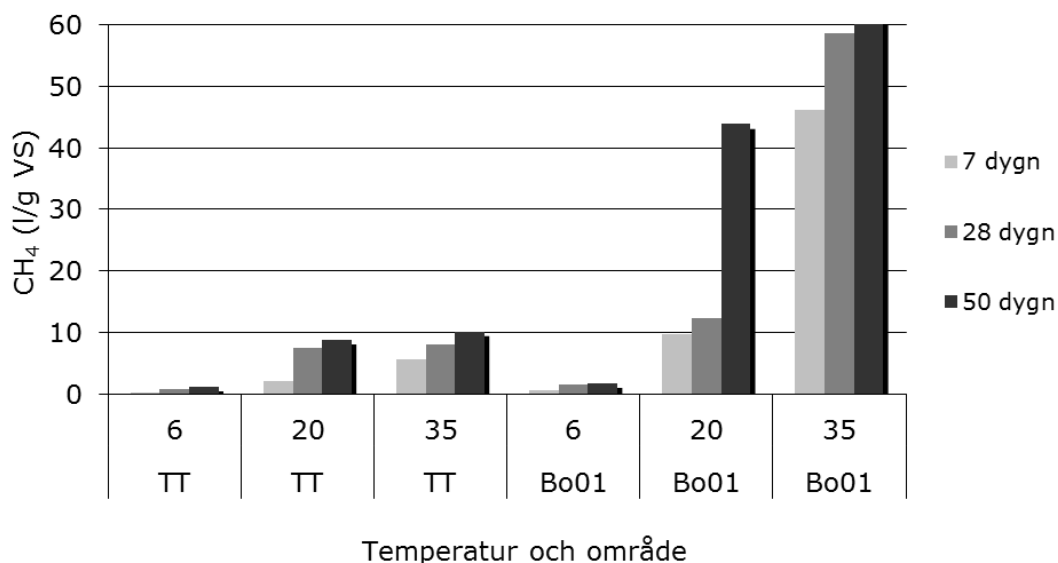
Innehåll	Metanproduktion (Ndm ³ / kg VS)	Rosen	Bo01	Turning Torso
Råprotein (Kjeldahl)	496	50	129	162
Kolhydrater	415	33	135	126
Råfett	1014	819	484	413
l/kg VS		902	749	701
Troligt utbyte ¹		721	599	561

¹ Antagen nedbrytningsgrad = 80 %.

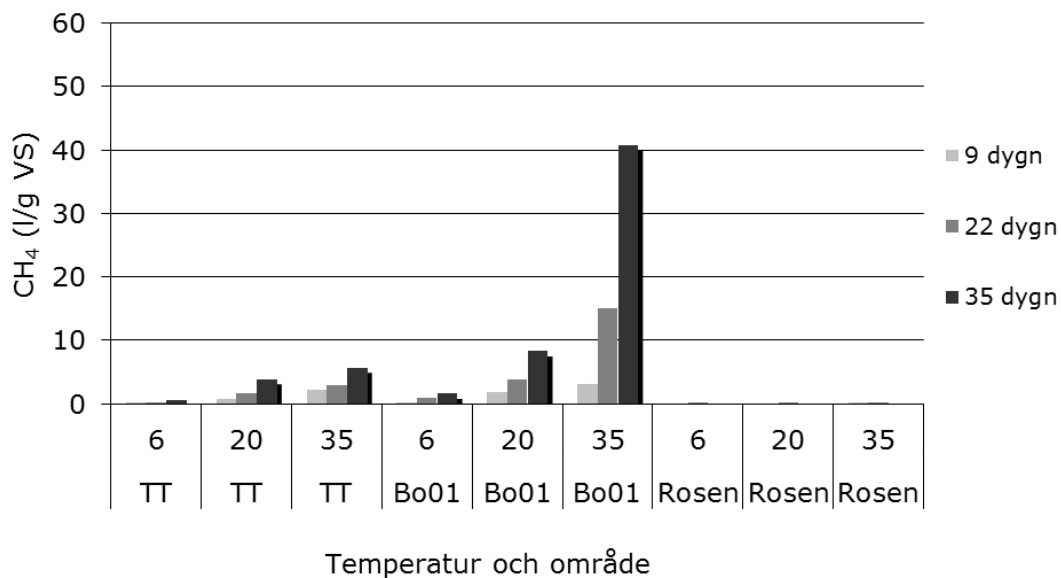
Detta ligger i nivå med vad som tidigare konstaterats vid satsvis utrötning av nedmalt matavfall från Bo01 i mesofil miljö (550 Ndm³/kg VS) (Jansen *et al.*, 2004).

7.2 Spontan metanproduktion

Den spontana metanproduktionen mättes i prover från Turning Torso och Bo01 vid två tillfällen samt i Rosen vid ett tillfälle. Vid det första tillfället mättes produktionen under 50 dygn och i det senare under 35 dygn. Resultaten visar att metanogena organismer kan ansamlas i systemet och leda till att biogasprocessen kan komma igång redan i uppsamlingstanken. Resultaten tyder dock på att den spontana metanproduktionen är starkt temperaturberoende, men också att den varierar starkt mellan de olika områdena. (Figur 7-1 och 7-2).



Figur 7-1. Spontan metanbildning (utan tillsatt ymp under perioden jun-jul 2010) i prover från fullskaleinstallationer efter 7, 28 och 50 dygn vid olika temperaturer (6, 20 och 35 °C) som ml CH₄/g VS.



Figur 7-2. Spontan metanbildning (utan tillsatt ymp under perioden okt-nov) i prover från samtliga fullskaleinstallationer vid olika temperaturer (6, 20 och 35 °C) efter 9, 22 och 35 dygn som ml CH₄/g VS.

Att metanproduktionen ökar vid högre temperaturer är väntat, då optimum för metanproducerande mesofila organismer ligger kring 35°C. De uppmätta temperaturerna i fullskaletankarna (endast under två månader) under hösten tillsammans med

lufttemperaturer under samma period (Tabell 7-2 och Tabell 7-3) tyder på att det är möjligt att få relativt höga temperaturer även i tankar som placerats under jord även om lufttemperaturen under samma tid varit betydligt lägre. Skillnaden mellan områdena kan ha flera anledningar. Resultaten från partikelstorleksanalyserna visar att en något större del av proverna från Turning Torso har en partikelstorlek över 8 mm, jämfört med proverna från Bo01. Detta kan ha påverkat den spontana metanproduktionen då tidigare studier har visat på ett tydligt samband mellan partikelstorlek och metanutbyte under en viss tidsperiod (Mshandete *et al.*, 2006). Samtidigt bör partikelstorleken främst ha påverkat hastigheten i metanproduktionen. Försöket visar dock att skillnaden mellan prover från de båda bostadsområden är genomgående under hela försökets gång, vilket tyder på att andra faktorer påverkar metanbildningen.

Tabell 7-2. Uppmätta temperaturer i fullskaletankar i Malmö under oktober och november månad 2010.

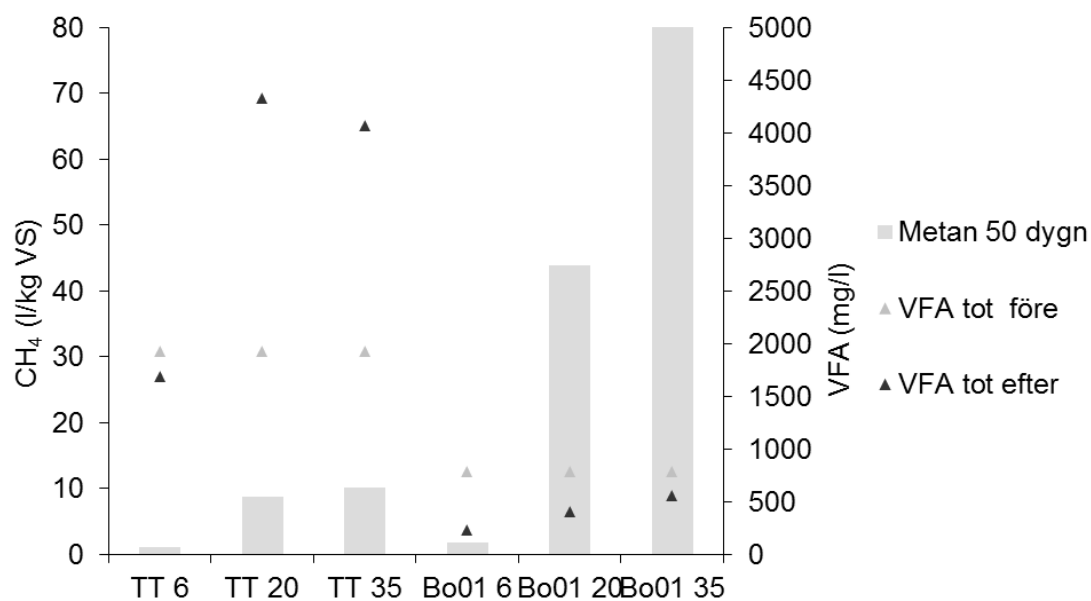
Månad	Bo01 (°C)	TT (°C)
Oktober 2010	14,2	18,4
November 2010	12,6	16,5

Tabell 7-3. Medel, max och min lufttemperatur i Malmö under oktober och november månad 2010.

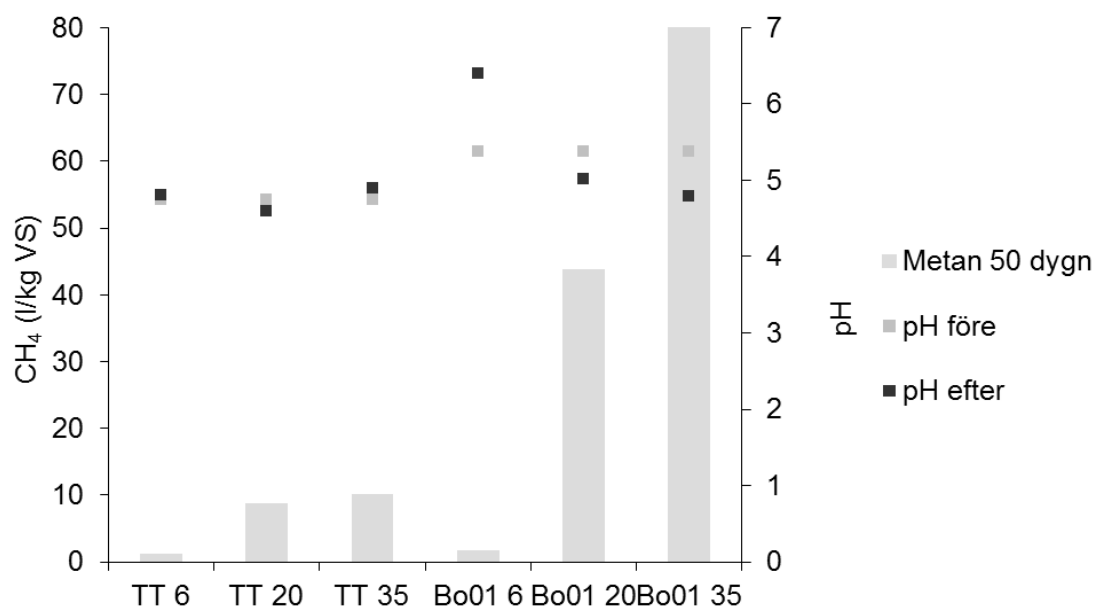
Månad	Medeltemperatur (°C)	Max (°C)	Min (°C)
Oktober 2010	7,8	11,3	4,3
November 2010	3,3	5,4	1,4

Tidigare mätningar av temperaturen i tanken på Bo01 (examensarbete av Lövestedt & Norlander, 2002) visade sig ge temperaturer från 18,6°C (september) till 11,5°C (november). Det är alltså tydligt att temperaturen i tanken ligger betydligt över månatliga medeltemperaturer.

Även andra faktorer, så som pH kan påverka metanproduktionen. Det låga pH-värdet i prover från Rosen kan vara anledningen till varför i princip ingen metan uppmättes från dessa prover – inte heller i de högre temperaturintervallen. Trots att metanbildare kan arbeta vid pH ända ner till 4,7 (Bräuer *et al.*, 2006) ligger optimum i många fall kring 8, vilket även är det pH som många svenska biogasanläggningarna använder i sina processer (SGC, 2009). En pH-hämning kan även ha uppstått i prover från Turning Torso där pH inledningsvis var strax under 5, medan pH i prover från Bo01 låg kring 5,5 inledningsvis. Efter 50 dagar hade pH ökat i dessa prover, medan det i princip var oförändrat i prover från Turning Torso (Figur 7-4). Även VFA-analyserna tyder på att en hämning kan ha uppstått i proverna från Turning Torso. Både halterna av acetat och propionat ökade kraftigt under försökets gång i de prover som förvarats i högre temperaturer (20 respektive 35°C). I prover från Bo01 hade VFA-halterna sjunkit eller i princip inte förändrats efter försökets avslut. I prover som förvarats vid 6°C sjönk VFA-halterna både i prover från Bo01 och från Turning Torso (Figur 7-3).



Figur 7-3. Spontana metanproduktionen (ackumulerad efter 50 dygn) i prover från Bo01 och Turning Torso vid olika temperaturer samt VFA-halter (acetat och propionat) initialt och efter avslutat försök.



Figur 7-4. Spontana metanproduktionen (ackumulerad efter 50 dygn) i prover från Bo01 och Turning Torso vid olika temperaturer samt pH initialt och efter avslutat försök.

Resultaten från försöken med material från Bo01 tyder på att det finns tillräckliga mängder metanogena mikroorganismer för att metanproduktionen i flaskor som förvarats vid 35°C kan uppgå till 5-10 % av den teoretiska metanpotentialen (Tabell 7-1). Det bör dock tilläggas att detta förutsätter att miljön är anaerob och varm. I verkligheten tillförs naturligtvis ständigt en viss mängd syre med tillkommande vatten.

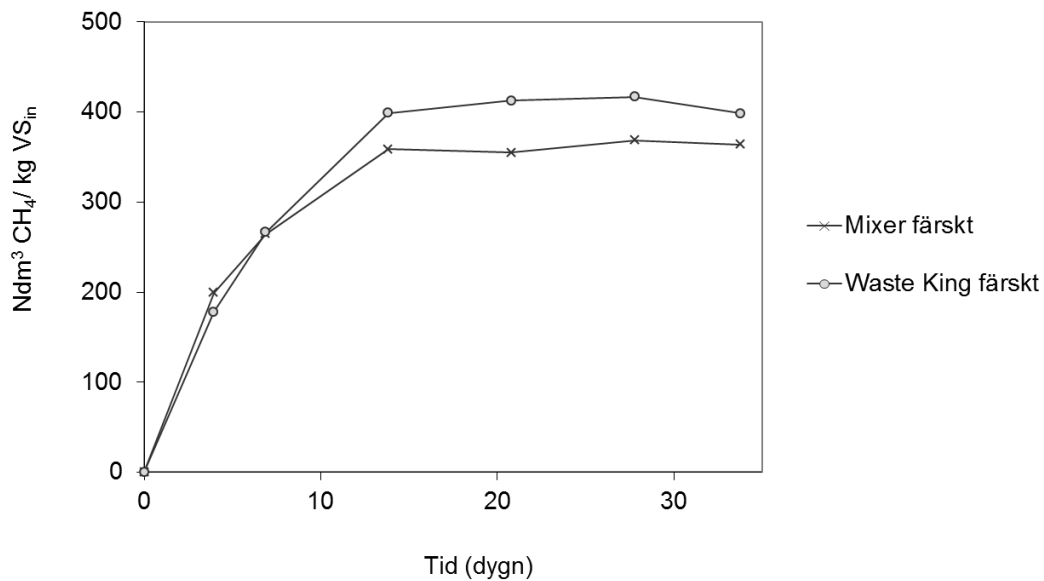
Tidigare studier har visat på en uppmätt metanpotential (vid 35 °C) på 550 Nml CH₄/g VS och ett uppmätt metanutbyte från Bo01-avfall på 395 Nml CH₄/g VS (Jansen *et al.*, 2004).

7.3 Metanpotential i färskt och hydrolyserat matavfall (med och utan tensid tillsats)

Eventuell förlust av biogaspotential under transport i ledningsnätet eller under lagringen i tanksystemet har undersökts genom att simulera en 36-timmars uppehållstid i ledningsnät (korta hydrolysförsök) och lagringstiden (långa hydrolysförsök) och därefter mäta biogaspotentialen och jämföra med färskt nedmalet avfall. Två olika typer av nedmalning jämfördes för det färska avfallet. Dels en konventionell avfallskvarn (Waste King) och dels en manuell sönderdelning för att åstadkomma grövre partiklar (Mixer). Dessutom undersöktes en eventuell hämningseffekt från tensider (diskmedel som följer med i tanksystemet) på rötningen av matavfall i tanksystem genom att simulera tanksystemet (tensid tillsats till långt hydrolysförsök) och därefter satsvist utröta det hydrolyserade materialet.

7.3.1 Färskt matavfall

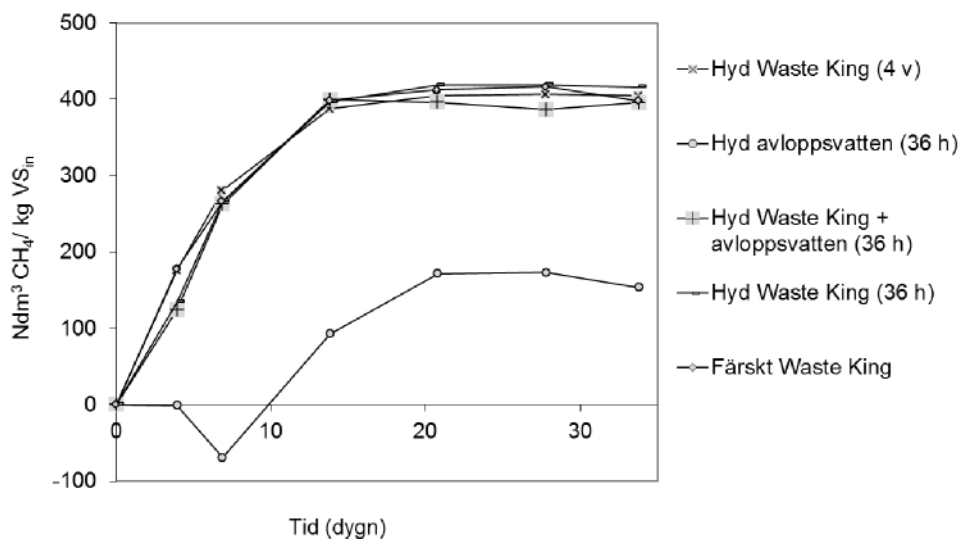
Resultaten från metanförsöket med de två olika färska nedmalna avfallen (Waste King och Mixer) finns i Figur 7-5. Den slutliga ackumulerade metanpotentialen är något högre för avfallet som malts med en Waste King än för avfallet som sönderdelats grovt med en mixer. Det är tydligt att partikelstorleken har betydelse.



Figur 7-5. Metanpotentialer för färskt avfall som malts på två olika sätt; Waste King – små partiklar och Mixer – större partiklar.

7.3.2 Hydrolyserat matavfall

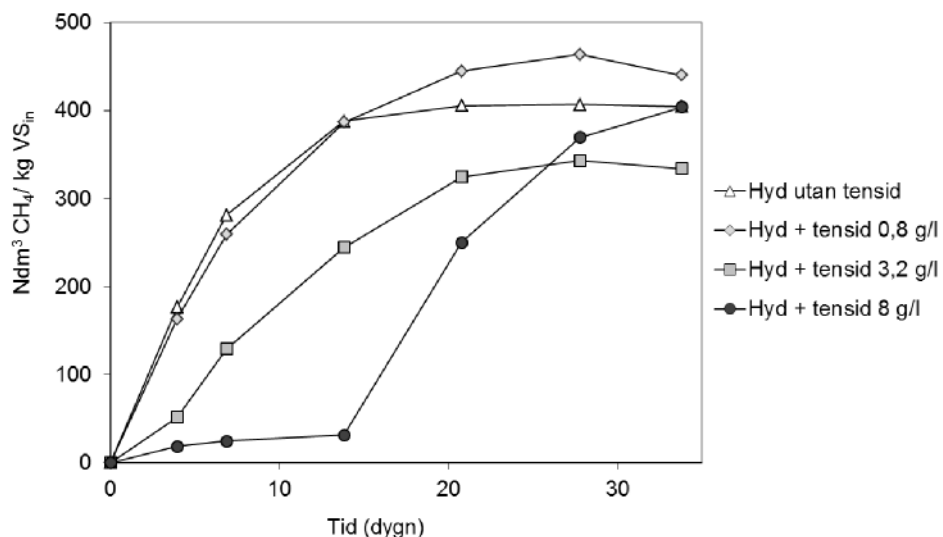
Jämförelsen av metanpotentialer från färskt avfall med avfall som hydrolyserats olika lång tid och med eller utan tillsatt avloppsvatten finns i Figur 7-6. Resultaten visar att den slutliga metanpotentialen (per mängd tillsatt VS) blir lika hög för avfall som malts ned i en Waste King oavsett om det är färskt, hydrolyserat vid kort tid, hydrolyserat vid lång tid eller om det hydrolyserats tillsammans med avloppsvatten. Avloppsvattnets bidrag till metanpotentialen för det avfall som hydrolyserats tillsammans med avloppsvatten (i 36 h) utgjorde mindre än 1,5 % av den totala metanpotentialen och har därför inte dragits ifrån. Även om hydrolystiden inte inverkar på metanpotentialen per mängd tillsatt VS är det viktigt att titta på eventuella förluster av organiskt material (flyktiga ämnen) under hydrolysen. Mätningarna av TS och VS före och efter 4 veckors hydrolys (se avsnittet om hydrolysförsöken) visade på en nedbrytningsgrad runt 30 % för TS/VS. Metanpotentialen uttryckt som metanmängd per våtmängd avfall för färskt avfall kan alltså ligga 30 % högre än för avfall som lagrats i 4 veckor.



Figur 7-6. Metanpotentialer för färskt och hydrolyserat (36 h resp. 4 veckor) kvarnavfall malt i Waste King samt för kvarnavfall som hydrolyserats med avloppsvatten i 36 h.

7.3.3 Inverkan av diskmedel

Resultaten från den satsvisa utrötningen av avfall som hydrolyserats med olika koncentration av tensiden Natriumdodecylsulfat visas i Figur 7-7.



Figur 7-7. Metanpotential i hydrolyserat (4 veckor) kvarnavfall (malt i en Waste King) med olika koncentration av tensid tillsatt (vid hydrolysens start).

De två högsta koncentrationerna av tensid ger en märkbar initial hämning av metanproduktionen, medan avfallet som hydrolyserats vid den lägsta

tensidkoncentrationen initialt ger lika hög metanproduktion som avfallet utan tensid tillsats. Efter ca 20 dygn är till och med metanpotentialen för avfallet med lägsta tensidkoncentrationen (0,8 g/l) högre än för avfallet utan tensid tillsats. En möjlig förklaring till detta är att tensiderna minskar ytspänningen i vätskan så att mer organiskt material lösts upp och gjorts tillgängligt för metanbildning.

8 Diskussion

8.1 Metoddiskussion

8.1.1 Allmänt

I en undersökning utförd på uppdrag av Avfall Sverige (2010) togs ett standardrecept fram på matavfall från hushåll (flerfamilj respektive villa). Receptet i den studien baseras på data från en analys av utsorterat matavfall som genomfördes i Göteborg 2004, där avfall från fyra boendekområden med hyresrätter, bostadsrätter och privata fastighetsägare analyserades (Avfall Sverige, 2009). I denna analys delades matavfallet in i 11 olika kategorier vilka vägdes. Receptet är alltså avsett att representera matavfall som samlas in genom utsortering i papperspåsar – vilket inte nödvändigtvis är representativt för matavfall som källsorteras med hjälp av avfallskvarn. Vid en jämförelse mellan de olika recept som använts kan konstateras att totala kolinnehållet i det recept som använts i detta projekt är något lägre än i den tidigare studien, medan totala kväveinnehållet ligger nära värdena från rapporten. Av hygieniska skäl användes inget kött i matavfallsreceptet för hushåll. I receptet för restaurang användes sill. Det har antagits att detta inte har påverkat avfallets egenskaper på ett signifikativt sätt.

Den metod som användes för att ge en större partikelstorlek – finfördelning med hjälp av hushållsmixer – innebär att materialet blandas på ett annat sätt än när materialet finfördelas med kvarn. Detta kan i sin tur ha påverkat möjligheterna att jämföra resultat med material som finfördelats med dessa båda metoder. T ex skulle mixern kunnat ge inte bara fler större partiklar utan även fler mindre, i storleken 0-1mm. Detta har dock inte analyserats genom den metod för partikelkaraktärisering som använts.

Metoden för uppmätning av partikelstorleken i proverna kan förbättras. Den nuvarande metoden kan vara missvisande om den antas vara direkt korrelerad till sedimentationen. Stora, flakiga partiklar har troligtvis snarare en tendens att sjunka långsammare än mer klotformade men något mindre partiklar.

Det manuellt sönderdelade avfallet (mixer) visade sig ge en högre andel grova partiklar än de som erhöles med avfallskvarnarna, vilket var syftet med att skapa denna fraktion. Trots detta var det genomgående det mixade avfallet som verkade hydrolyseras mest i de långa nedbrytningsförsöken. Det är troligt att detta kan förklaras av att sönderdelningen i mixern skiljde sig markant åt från sönderdelningen i kvarnarna. Kvarnarna river sönder avfallet medan mixerna skär sönder avfallet. Det är möjligt att mixern skär sönder celler, vilket i så fall kan bidra till en mer långtgående hydrolys.

Inom ramen för projektet användes SVI som ett mått på det nedmalda avfallets sedimentationsegenskaper. Eftersom SVI är en metod som tagits fram för avloppsslam är det därför långt ifrån säkert att denna metod är optimal för ett malt matavfall. Enligt resultaten från de försök som gjordes inom projektet är SVI för nedmalt avfall ofta mycket lågt och sedimentationsegenskaperna därmed mycket goda. En stor brist med SVI-måttet är dock att den inte belyser hur stor del av provet som inte sedimenterar, dvs. flytlagret. Flytlagret utgjorde i många fall en stor del av den totala andelen fast material i

provet, dvs. den del som sedimenterar plus flytlagret. Det bör också uppmärksammas att det i de försök som genomförts i labbmiljö har använts färsk mat och jämfört dess sedimentationsegenskaper med material från fullskaleanläggningar där matavfall legat i upp till fyra veckor. Det är oklart om och i få fall hur detta kan ha påverkat resultaten.

I vissa fall har oförklarligt låga eller höga VFA-halter noterats i så väl prover inkomna från fullskaletankar samt i analyser av laboratorieförsök. Under försöket noterades att den analysmetod som använts inte hade en god mätsäkerhet när halterna VFA var mycket höga vilket skapar en osäkerhet i resultaten från dessa analyser.

Det bör has i åtanke att de biogasförsök som utförts skall ses som indikationer på hur höga metanpotentialer från de testade substraten som kan förväntas vid "optimala" förhållanden. Dessa data är inte direkt överförbara till vad som skulle fås i fullskala med kontinuerlig rötning och förmodligen kortare uppehållstid.

8.1.2 Direktkopplade system

I projektet användes en metod med satsvisa försök som användes inom ramen för detta projekt för att simulera nedbrytning av organiskt material i ledningsnät. Det kan ifrågasättas om dessa försök på ett fullgott sätt kan sägas efterlikna den situation som uppstår i ledningsnätet. T.ex. är det svårt att utifrån dessa försök uppskatta effekten av den biofilm som uppstår i ledningsnät. Den metod som användes bör dock ses utifrån de förutsättningar som rådde inom denna förstudie i relation till tidsåtgång och ekonomiskt utrymme. Möjligheterna att använda sig av försöksutrustning för ledningsnätssimulering som finns vid Ålborgs universitet undersöktes, men då kostnaderna för detta är höga ansågs det inte relevant inom ramen för en förstudie – men kan dock vara ett relevant spår att jobba vidare med. Resultaten från denna studie tyder på att inverkan från mikroorganismer i form av äldre prover av nedmalt matavfall ökar nedbrytningshastigheten i det organiska materialet, vilket tyder på att inverkan av eventuellt sedimenterat avfall i röret skulle kunna vara hög.

8.1.3 Tankkopplade system

Resultaten från hydrolysförsöken där inverkan av partikelstorleken och tömningsintervall av tank undersöktes visade på oväntade resultat när det gällde COD-halterna i proverna. Det tycks som att någonting stört COD-mätningen för några av proverna. Klorider har tidigare konstaterats kunna störa mätning av COD med ampullmetoden (Ax, 2003). Detta skulle dock ge en högre COD-halt än förväntat, och kan därmed inte förklara de oväntade resultaten i försöken.

Enligt resultaten från tankförsöken i labbskala återfinns en stor andel av TS i toppskiktet. Några kvantitativa jämförelser med fullskaletanken och fördelningen av material i denna gjordes inte inom ramen för projektet och det är därför svårt att veta om den materialfördelning som uppstod i labbtanken är representativ för fullskaletanken. Labbtanken konstruerades i skala 1:100 vilket kan leda till oförutsedda skaleffekter. Metoden som användes på lab innebär även att material tillfördes under en relativt kort tid. I fullskala sker en mer kontinuerlig tillförsel av material och vatten. Det kan därför

finnas en risk för ständig upprörning av partiklar som sedimenterat. Några tendenser till detta registrerades dock inte i de tankförsök som genomfördes. Den vertikala vägg som monterats nära inloppet i tanken minskar dock troligen flödes hastigheten tillräckligt för att minimera upprörningseffekter av sedimenterat material. De stora mängderna material i tankens toppskikt kan också relateras till den korta uppehållstiden i tanken. Det är möjligt att ytterligare material skulle ha sedimenterat om uppehållstiden varit längre. Resultaten från sedimenteringsförsöken tyder på att den sedimentering som sker är snabb, medan flytlagret ofta är oförändrat under försöken. Även sedimenteringsförsöken genomfördes dock under en mycket begränsad tid – 30 minuter.

Den genomsnittliga förbrukningen av handdiskmedel i Sverige var år 1995 4,4 kg/hushåll och år eller 0,5 kg/person och år. Med en genomsnittlig vattenförbrukning på 74 liter/person och dygn i kökshon ger detta en koncentration av 18,5 mg diskmedel/liter vatten. Enligt tidigare uppgifter förbrukar dock hushållen i Bo01 endast 61 liter vatten/hushåll och dag vilket ger en koncentration på 22,4 mg/liter vatten. Även med denna lägre vattenförbrukning är koncentrationen långt lägre än de koncentrationer som användes vid inhiberingsförsöken i detta projekt (800-8000 mg/liter). Tidigare studier där inhibering av biogasproduktion från avloppsreningsverksslam studerats har visat att den anjoniska tensiden LAS ledde till en signifikant inhibering av biogasproduktionen vid en koncentration av 32 mg/liter slam, dvs. nivåer som enligt genomsnittlig diskmedelförbrukning och vattenanvändning kan förekomma i tanksystemen (Garcia *et al.*, 2006). LAS används dock främst i tvättmedel för textilier och är ovanliga i svenska produkter, eftersom den kan vara toxisk för vattenlevande organismer, vilket gör att dessa resultat är svåra att jämföra med inhibering av andra anjoniska tensider.

8.2 Resultatdiskussion

8.2.1 Direktkopplade system

Att efterlikna de verkliga förhållanden som uppstår i ett avloppsledningsnät som tar emot nedmalt matavfall tillsammans med avloppsvatten är svårt i laboriemiljö. I detta projekt studerades nedbrytning och hydrolys genom att färskt matavfall blandades med avloppsvatten och svartvatten. Resultaten tyder på att inblandningen av avloppsvatten inte hade någon större påverkan på hydrolysen av nedmalt matavfall under 36 timmar, dvs. en väl tilltagen rinntid mellan hushåll och reningsverk om det antas att partiklarna har samma hastighet som vattnet. Då avloppsvattens sammansättning kan variera mellan olika områden kan det dock vara svårt att dra några generella slutsatser utifrån erhållna resultat. Sammankoppling av svartvatten med system med avfallskvarn visade sig ge en mycket snabbare hydrolys.

Genomförda hydrolysförsök visar att äldre nedmalt matavfall påskyndar hydrolys av färskare matavfall. Tecken på att en hydrolys påbörjats sågs redan efter tio timmar vilket i många fall ligger inom ramen för rinntiden från hushåll till reningsverk. En fastsättning av matavfall i ledningsnät kan därför antas ha en påskyndande effekt på nedbrytningen av annat matavfall som transporteras i systemet.

Resultaten tyder på att skillnaderna i hydrolystakt av organiskt material mellan olika partikelstorlekar är liten. Detta kan ha berott dels på att partikelstorleken i samtliga prover generellt sett var relativt likartad.

De effekter som kan tänkas uppstå på ledningsmaterialet är troligen observerbara endast efter en längre tid. Alternativt kan det endast efter en längre tid konstateras att inga effekter uppstått. Enligt svenska erfarenheter i Surahammar (Evanse *et al.* (2010)), där en utvärdering av drygt 10 års erfarenheter med kvarnar kopplade till ledningsnät gjorts, har inga igensättningar uppmärksammats i områden där det införts avfallskvarnar. Några erfarenheter från hur kvarnar påverkar ledningsnät under längre tidsperspektiv (>10 år) har inte hittats.

Partikelstorleksfördelningen skulle kunna säga något om vad som händer med avfallet när det når reningsverkens galler. En vanligt förekommande gallerspaltvidd på reningsverk är 3 mm. Siktningsförsöken visade att 97-98 % av de egna kvarnade avfallen hade en partikelstorlek under 4 mm. Det är alltså troligt att det mesta av avfallet kommer att passera gallret vidare till sandfång och försedimentering. När avfallet når försedimenteringen är det rimligt att anta (utifrån uppmätta sjunkhastigheter i sedimenteringstesterna) att en stor del avsätts som primärslam.

Analyser av nedmalt matavfall visar att innehållet av svavel är relativt lågt och det bedöms därför inte föreligga någon risk för att gällande gränsvärden för sulfat i avloppsledningar ska överskridas (400 mg/l). En låg svavelhalt minskar även risken för eventuell svavelvätebildning i ledningssystem. Ytterligare studier krävs för att utreda vidare koppling till förhöjda halter av svavelväte i ledningssystem till följd av avfallskvarnsanvändning.

Analyserna av tungmetaller i nedmalt matavfall tyder inte på förhöjda halter av sådana metaller som kan komma från kvarnarna i det malda avfallet. Uppmätta halter av ett antal tungmetallhalter visar att halterna i samtliga fall ligger väl under Naturvårdsverkets gränsvärden för spridning av slam på åkermark, men att gällande gränsvärden för certifiering inom REVAQ i vissa fall överskrids i relation till materialets Cd/P kvot. Analyser visar på genomgående lägre värden i prover från restaurangavfall. På grund av den lägre fosforhalten i restaurangavfallet är dock Cd/P kvoten högre i dessa prover jämfört med prover från fullskaletankar anslutna till hushåll.

8.2.2 Tankkopplade system

Analyser av kolhydrat, protein och fetthinnehållet i avfall från tankkopplade avfallskvarnssystem visar att fetthinnehållet i avfall från restauranger kan vara betydligt högre än halterna uppmätta i avfall från hushåll. Det bör dock påpekas att endast ett restaurangsystem och två hushållssystem ingått i studien och att det därför inte går att dra några långtgående generella slutsatser utifrån detta.

Kväveinnehållet i materialet från tankarna är högt och materialet kan med fördel blandas med annat mer kolrikt substrat om det skall användas för biogasproduktion. I restaurangavfallet är istället kväveinnehållet lågt i förhållande till kolinnehållet. Den

största skillnaden mellan fullskaleprover från hushåll och restauranger är att restaurangavfallet har en betydligt högre fetthalt än matavfall från hushållen. Resultaten från undersökningen av de befintliga fullskaletankarna i Malmö visar att TS-halterna i det material som hämtas vid tömning är mycket lågt i båda de områden som är kopplade till hushåll. I det system som är kopplat till restauranger är TS betydligt högre vilket främst antas bero på den betydligt högre belastningen i detta system. Den låga TS-halten gör att stora mängder vatten transporteras vid varje tömningstillfälle. Detta skulle kunna minskas med en selektiv tömning av tanken. Resultat från försök genomförda i laboratoriemiljö visar att den absoluta merparten av den totala mängden TS i tanken kan samlas in vid en selektiv tömning av dels bottensediment och dels flytlager, ca 35 % av tankens totala volym.

En förlust av rötbart material till ledningsnätet kan även ske om en hydrolys av sedimenterat material påbörjas redan i tanken. Resultat från genomförda hydrolysförsök visar att både VFA och ammoniumhalter ökar i nedmalt matavfall med tiden. Resultaten tyder på att hydrolysen accelereras om rester av gammalt matavfall finns kvar i tanken. Renspolning av tank vid tömning kan därmed vara ett sätt att minska risken både för att förlora material ur tanken, men också för att minska risken för att läckage av metan uppstår.

Sammanställningen visar generellt sett på högre halter tungmetaller i fullskaleprover jämfört med prover från kvarnbänksförsöken. Samtidigt är innehållet av kalium och fosfor högre eller på samma nivå i kvarnbänksprover jämfört med fullskaleprover. Resultaten visar även att halterna i vissa fall varierar stort mellan olika områden. Högre halter av kadmium hittades i restaurangavfall än i hushållsavfall. I vissa fall överskrider den uppmätta Cd/P-kvoten gällande gränsvärden för spridning av slam/biogödsel på åkermark. Halterna av både koppar och zink var betydligt högre i prover från Bo01 än i prover från andra områden. Då de ledningssystem som används i samtliga fullskaleområden främst består av plastledningar är det inte troligt att ledningsmaterialet påverkat innehållet av tungmetaller i materialet. En jämförelse med gällande gräns- och riktvärden för tungmetaller i slam som återförs till åkermark samt med gällande regler för certifiering av biogödsel visar att tillförsel av nedmalt matavfall via ledningsnät eller från tanksystem i relation till samtliga analyserade tungmetaller utom kadmium inte bör påverka slam/biogödselkvaliteten negativt då uppmätta värden ligger långt under gällande gräns- och riktvärden.

Genomförda försök tyder på att partikelstorleken har en mycket begränsad betydelse för igångsättande av hydrolys och risken att en metanproduktion sker redan i tanken. Detta kan dock ha berott på att partikelstorleken i samtliga prover var relativt likartad. I undersökningen av den spontana metanproduktionen från prover hämtade från fullskaleanläggningar är det också troligt att andra faktorer utöver partikelstorleken, så som pH och temperatur påverkar förloppen.

I fullskalesystem med tank är det även troligt att en viss nedbrytning av det organiska materialet som malts ned påbörjas. Analyser av VFA i fullskaleprover tyder på detta. Det är därför troligt att en längre uppehållstid även innebär att en del av både kol- och

kväveinnehållet i matavfallet förloras med det vatten som går igenom tanken och vidare till reningsverket. Förlusterna skulle kunna vara kopplade till säsongsvariationer, då nedbrytningen kan förväntas accelerera under den varmare delen av året. Det bör samtidigt tas i åtanke att temperaturen i det vatten som används för nedspolningen av matavfall i hushållens kvarnar kan påverka nedbrytningshastigheten.

Då det enligt genomförda försök lätt bildas ett tjockt flytlager i tanken är det av vikt att detta flytlager verkligen stoppas med hjälp av skiljeväggar mellan tankens olika fack och inte riskerar att föras med överskottsvattnet ut i avloppsnätet. Genomförda fullskaleförsök visar att flytlaget är betydligt större i restaurangsystemet än i hushållssystemet. Det är möjligt att flytlaget hindrar partiklar från att lämna tanken, vilket i så fall skulle kunna vara ytterligare en anledning till den högre TS-halten i restaurangsystemet. Detta har dock inte undersökts närmre inom ramen för det genomförda projektet.

Inom detta projekt genomfördes inga analyser av organiskt material, kväve och fosfor i utloppet från fullskaletankar. Resultaten från labförsöken tyder på att 20-30 % av TS skulle kunna föras ut med utgående vatten. I en liknande studie som genomförts i ett tanksystem kopplad till restaurangen Star Bowling konstaterades att SS i utgående vatten varierade mellan 240-2400 mg/liter vid de fyra provtagningar som gjordes. Med antagandet att SS (g/liter) motsvarar ca 70 % av TS innebär detta att mängden TS som förloras med utgående vatten motsvarar 2-8 % av TS-halten i det slam som samlas in från anläggningen. Då det konstaterats att Star Bowlings tank är överbelastad och att detta är anledningen till förlusten av material från tanken är det märkligt att förlusten i de hushållskopplade tankarna i Malmö skulle vara mycket högre – eftersom de inte kan sägas vara överbelastade med organiskt material. Ytterligare undersökningar av utgående vatten i fullskaletankarna bör därför göras.

Försöken med tensid tillsats visar att tensiderna löser upp partikulärt organiskt material i form av fett, vilket visar sig som löst COD och TOC, men inte bidrar till ökade halter av ammonium eller VFA. Det verkar även som att de högre koncentrationerna av tensid eventuellt hämmar den biologiska hydrolysen. Biogastesterna visade trots utspädning med ymp på en inledande hämning då en hög tensidkoncentration tillsatts. Dessa effekter kan eventuellt förstärkas vid verkliga förhållanden eftersom den stora andelen ymp i de satsvisa försöken kan ha gett en utspädande effekt. Samtidigt bör det tas i åtanke att de halter av tensider som tillsattes vid genomförda försök ligger långt över de nivåer som troligen förekommer i verkligheten, utifrån framtagna uppgifter på genomsnittlig diskmedelanvändning i svenska hushåll.

9 Slutsatser och förslag till vidare studier

9.1 Allmänt

De avfallskvarnar som idag finns på marknaden ger mycket liknande partikelstorlek vid användning. Att göra hålen i den skiva som sönderdelar matavfallet i kvarnen större påverkar varken partikelstorleken eller sedimentationsegenskaperna (mätta som SVI) nämnvärt eftersom inget samband kunde ses mellan en större partikelstorlek och förbättrade sedimentationsegenskaper. Inom ramen för detta arbete har samband mellan en större partikelstorlek och fastsättning i ledningsnät inte utretts ingående. Om det finns ett sådant samband är det dock troligtvis mer fördelaktigt att partikelstorleken hålls nere eftersom resultaten från denna studie tyder på att fastsättningar i ledningsnät kan öka hydrolysen av nytillfört matavfall.

Analysen av matavfall insamlat från fullskaletankar visar att kväveinnehållet i materialet är högt och att materialet med fördel kan blandas med annat mer kolrikt substrat för optimal biogasproduktion. I restaurangavfallet är istället kväveinnehållet lågt i förhållande till kolinnehållet. Den största skillnaden mellan fullskaleprover från hushåll och restauranger är att restaurangavfallet har en betydligt högre fetthalt än matavfall från hushållen. Uppmätta halter av ett antal tungmetallhalter visar att halterna i samtliga fall ligger väl under Naturvårdsverkets gränsvärden för spridning av slam på åkermark, men att gällande gränsvärden för certifiering av biogödsel (SPCR) och REVAQ-slam i vissa fall överskrids i relation till materialets zinkinnehåll och Cd/P kvot. Analysen visar även på genomgående lägre värden i prover från restaurangavfall. På grund av den lägre fosforhalten i restaurangavfallet är dock Cd/P kvoten högre i dessa prover jämfört med prover från tankar anslutna till hushåll.

Baserat på uppgifter om insamlade mängder från fullskaletankar har källsorteringsgraden i fullskalesystemet vid Turning Torso i Malmö uppskattats till 0,09-0,40 kg TS per hushåll och vecka. Stora osäkerheter finns dock i hur många hushåll som verkligen använder avfallskvarnarna i denna fastighet.

9.2 Slutsatser direktkopplade system

Genomförda siktningsförsök visar att 97-98 % av de kvarnade avfallen hade en partikelstorlek under 4 mm, vilket gör att den största delen av matavfallet kommer att passera reningsverkens galler som vanligen har en spaltvidd på 3 mm. Sedimenteringstesterna visar vidare att de kvarnade avfallen sedimenterar snabbt, vilket tyder på att mycket av avfallet skulle sedimentera i en försedimentering på reningsverket, och därmed kunna generera biogas vid rötning.

Analysen av nedmalt matavfall visar att innehållet av svavel är relativt lågt. Det bedöms att riskerna för att gällande gränsvärden för sulfat i avloppsledningar skall överskridas och att en bildning av stora mängder svavelväte skall ske i ledningssystem är ganska små, men skulle behöva utredas vidare. Genomförda analyser tyder inte på att kvarnarna i sig släpper ifrån sig några tungmetaller vid användning.

Erhållna resultat tyder inte på någon väsentlig ökning av hydrolystakten i matavfall där inblandning av avloppsvatten skett under en försöksperiod på 36 timmar. Däremot bidrog inblandning av svartvatten till en ökad hydrolys. Då det är oklart hur representativa de prover av avlopps- och svartvatten som användes vid försöket är, bör inga generella slutsatser dras utifrån detta.

Vid inblandning av äldre matavfall, där biologisk aktivitet uppstått, syntes en tydlig ökning av hydrolystakten. Resultatet tyder på att ansamling av malt matavfall i ledningssystem kan medföra att hydrolys påbörjas under rinntiden till reningsverk.

Hydrolystakten påverkas enligt erhållna resultat mycket lite av vilken kvarnmodell som använts vid nedmalningen. Den partikelstorleksfördelning som erhöles från de olika kvarnarna var också mycket likartad.

9.3 Slutsatser tanksystem

TS-halten i material från befintliga system för utsortering av matavfall från hushåll med avfallskvarn kopplad till tank är ofta mycket lågt. Insamlat material har dock en högt VS-halt. Innehållet av kväve är högt, vilket gör att C/N-kvoten ligger i den undre delen eller strax under tidigare indikerade optimala intervall för rötbart material. Innehållet av tungmetaller ligger långt under gällande gränsvärden för återföring av slam till åkermark.

Den höga fetthalten i material hämtat från restaurangtanken tyder på att detta system även fyller en viktig funktion som fettavskiljare. Från ett brukarperspektiv kan detta vara intressant då det minskar extrakostnaderna för att installera kökskvarn med tank i ett läge där en investering i fettavskiljare likväl skulle ha skett.

Utöver partikelstorleken påverkas risken för att metan bildas redan i tanken i system där uppsamling i tank tillämpas av ett antal andra faktorer. En högre temperatur i tanken, ett pH nära optimum för biogasprocessen, mindre partikelstorlek och en syrefattig miljö i tanken ökar risken för att en spontan metanproduktion sker. Samtidigt kan tensider från diskmedel enligt resultaten från studien ha en hämmande effekt på hydrolys och följaktligen risken för att metanproduktion sker i tanksystem. Kontinuerliga mätningar av metanproduktion direkt i fullskalesystem krävs för att undersöka magnituden av detta problem. De biogasförsök som utförts skall ses som indikationer på hur höga metanpotentialer från de testade substraten som kan förväntas vid "optimala" förhållanden och data är inte direkt överförbara till vad som skulle fås i fullskala med kontinuerlig rötning och förmodligen kortare uppehållstid.

Den tömningsfrekvens på fyra veckor som idag tillämpas i fullskaleanläggningar kopplade till uppsamlingstank kan enligt genomförda hydrolysförsök leda till en nedbrytning på ca 30-40 % av TS och 30-50 % av VS. Det kunde konstateras att en tillsats av gammalt matavfall ger en snabbare hydrolys, dvs om tanken töms helt eller delvis kan ha betydelse. Tensider som återfinns i handdiskmedel kan leda till en ökad upplösning av organiskt material men verkar samtidigt kunna hämma biologisk hydrolys. Matavfall som hydrolyserats med tillsats av högre halter tensider gav en initialt betydligt lägre metanproduktion jämfört med matavfall som hydrolyserats utan tensid tillsats.

Skillnaden i metanproduktion mellan prover med olika halter av tillsatt tensid avtog dock under den fyra veckor långa försökstiden.

Den hämning som sågs i försöken med tensid tillsats kan eventuellt förstärkas vid verkliga förhållanden eftersom den stora andelen ymp i våra satsvisa försök kan ha gett en utspädande effekt. Då de halter av tensider som tillsattes vid försöken emellertid förväntas vara långt högre än de som förekommer i fullskalesystemen är det dock inte troligt att tensider har särskilt stor effekt.

Laboratorieexperiment med uppsamling av nedmalt matavfall i tank visar att det fördelar sig i tre tydligt urskiljbara lager – ett flytlager, en klarfas och ett sedimentlager. Ett betydligt större flytlager registrerades vid nedmalning av restaurangavfall än hushållsavfall, vilket tolkats som ett resultat av det högre fettinnehållet. Resultaten visar att fördelningen av TS och VS i tanken var i det närmaste identisk vid användning av en normal avfallskvarn och en grövre kvarn. Resultaten tyder även på en risk för att en stor del (20-30 % av TS) av det nedmalda matavfallet inte samlas upp i tanken utan leds med utgående vatten vidare till reningsverket. Några tydliga slutsatser gällande relationen mellan partikelstorlek, avfallssammansättning och förlust till ledningsnät kan inte dras utifrån resultaten. Ytterligare studier krävs även för att undersöka om så är fallet även i fullskaleanläggningar samt för att avgöra hur stor del av kol och näringsämnesinnehållet som förloras.

9.4 Förslag till vidare studier

- Simulering av transport av nedmalt matavfall i ledningsnät för att undersöka inverkan av lutning, olika rinntider, sedimentering och bildande av biofilm i nätet i relation till sådana parametrar som partikelstorlek.
- Förloppet i avloppsreningsverk när mängden organiskt material i inkommande vatten ökar för att undersöka var det nedmalda matavfallet hamnar och hur det påverkar funktionen i anläggningen, beroende på vilken reningsteknik som används.
- Provtagning i in- samt utgående vatten från fullskaletankar för att undersöka förlust av kol och näringsämnen (främst kväve, fosfor och kalium) samt svavel. Detta kan även användas för konstruktion av en massbalans över fullskaletankarna. Även sedimentationsegenskaperna i utgående vatten bör undersökas.
- Kontinuerliga mätningar av temperatur, svavelväte och metan i fullskaletankar bör genomföras.
- Då den metod för att skapa större partiklar i nedmalt avfall som användes i detta arbete troligtvis även gav en större andel mycket små partiklar (<1 mm) skulle samband mellan sedimenteringsegenskaper och partikelstorlek kunna undersökas vidare med annan metodik. En förbättrad metodik för att undersöka det nedmalda matavfalllets sedimenteringsegenskaper skulle kunna tas fram som komplement till SVI.

- Försök med selektiv tömning av tanken bör genomföras för att undersöka möjligheten att minska transportintensiteten. Här bör både en skikttömning där endast sedimentlager och fettlager pumpas upp samt en tömning där klarfasen pumpas ut först och leds över till avloppet provas. Frågan om selektiv tömning av tanken och risk för ökad metanavgång från tanken mellan tömningarna bör utredas.
- Effekterna av mindre frekventa tömningsintervall av material från tanksystem kan också simuleras med hjälp av långtidshydrolysförsök. Under dessa försök bör VS och TS studeras kontinuerligt genom att analyser görs varje vecka.
- En fördjupad studie av källsorteringsgraden av matavfall från hushåll som har avfallskvarn jämfört med hushåll som har en ”konventionell” matavfallsutsortering (i pappers/plastpåse) kan genomföras genom intervjuer med hushåll samt plockanalyser av restavfall i områden som har avfallskvarn.
- Vidare studier kan även undersöka vilka ekonomiska och organisatoriska effekter som en introduktion av avfallskvarnar kopplade till tank eller ledningsnät kan leda till och ge förslag på hur taxasettning och ansvarsfördelning kan organiseras.
- Vidare studier kring olika typer av nedmalt restaurangavfall krävs för att få ett bättre begrepp om avfallssammansättningen från olika typer av restauranger.

10 Referenser

- Angelidaki, I. (2002). Course literature at Environmental Biotechnology 12133, Environment & Resources, DTU, Technical University of Denmark.
- APHA (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21th ed. American Public Health Association, Washington DC.
- Appelqvist, B., Åberg, H., Gruvberger, C., Fagerström, B.-M., Aspegren, H., Svärd, Å., & Jansen, Jes la Cour (2004). *A Novel Use of Food Waste Disposers as a way of Increasing the Sustainability of the Wastewater System*. Proceedings of the IWA World Water Congress in Marrakech, Marocko, ss. 19-24. Marrakech: IWA.
- Aspegren, H., Bissmont, M., Erlandsson, M., & Fagerström, B.-M. (2005). *Slutrapport: Bo01*. Malmö: Malmö stad, VA-verket.
- Avfall Sverige (2010). *Viktreducering, energiförlust och gasemissioner vid olika insamlingssystem av matavfall från hushåll*. Rapport U2010:10.
- Avfall Sverige (2009). *Insamlade mängder matavfall i olika insamlingssystem i svenska kommuner- Nyckeltal och förutsättningar för insamlade mängder*. Rapport B2009:01.
- Baky, A., Norberg, Å., Palm, O., Rodhe, L. & Salomon, E. (2006). *Rötrestart från biogasanläggningar – användning i lantbruket*. JTI Rapport 115.
- Bernstad, A. (2010). *Environmental Evaluation of Solid Household Waste Management – the Augustenborg Ecocity Example*. Licentiat uppsats, VA-teknik, Institutionen för Kemiteknik, LTH, Lunds Universitet.
- Blecken, G., Viklander, M., Svensson, G., & Annelie, H. (2010). *Fett i avloppsnät: Kartläggning och åtgärdsförslag*. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling.
- Carlsson, M., & Uldal, M. (2009). *Substrathandbok för biogasproduktion*. Stockholm: Svenskt Gastekniskt Center.
- Cedergren, J. (2007). *Köksavfallskvarnarnas betydelse för reningsverk*. Stockholm KTH, Stockholm.
- Christensen, T.H., Jansen, J. la Cour & Jørgensen, O. (2003). *Datarapport om sammansætning og biogaspotentialer i organisk dagrenovation*. Miljøprojekt Nr. 815, Miljøstyrelsen.
- Davidsson, Å., Gruvberger, C., Christensen, T.H., Lund Hansen, T. & Jansen, J. (2007). *Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste*. Waste Management, 27, 406-414.
- DHI. (2010). *MOUSE - Biological Processes - Reference Manual*. Mike by DHI 2011.

Evans, T.D, Andersson, P., Wievegg, Å. & Carlsson. I. (2010). *Case Study of the Impacts of Installing Food Waste Disposers in Fifty Percent of Households in Surahammar, Sweden*. IWA World Water Congress and Exhibition, 19–24 September 2010, Montreal, Canada.

Fielden, M. L. & Claesson, P. M. (1998). *A Comparison of Three Methods for the Convenient Determination of Sodium Dodecyl Sulfate in Aqueous Solutions*. Journal of colloid and interface science (p. 198, 261 – 265).

Forsberg, M., & Olofsson, A. (2003). *Köksavfallskvarnar: Ett behandlingsalternativ för blött organiskt avfall? En förstudie i Sundsvall*. Luleå: Luleå tekniska universitet.

Garcia, T. M., Campos, E., Dalmau, M., Illán, P. & Sánchez, J. (2006). *Inhibition of biogas production by alkyl benzene sulfonates (LAS) in a screening test for anaerobic biodegradability*. Biodegradation 17: 39–46. (Spansk studie)

Garsdal, H., Dørge, J., Jepsen, S-E. (1995). *The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor*, Selected Proceedings of the International Specialised Conference on The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor. Water Science and Technology, Volume 31, Issue 7, 1995, Pages 33-41.

Gillberg, L., Hansen, B., Karlsson, I., Nordström Enkel, A. & Pålsson, A. (2003). *About water treatment*. Helsingborg: Kemira Kemwater.

Gunnarsson, I., von Hoffman, V., Holmgren, M., Kristensson, I., Liljemark, S., Pettersson, A. & Lindow, L. (2005). *Metoder att mäta och reducera emissioner från system med rötning och uppgradering av biogas*. Avfall Sverige, Rapport 2005:7.

Hansen, T.L., Ejbye Schmidt, J., Angelidaki, I., Marca, E., Jansen, J. la Cour, Mosbæk, H. & Christensen, T. (2003). *Method for determination of methane potentials of solid organic waste*. Waste Management 24, 393–400.

Jansen, J. la Cour, Gruvberger, C., Hanner, N., Aspegren, H. & Svärd, Å. (2004). *Digestion of sludge and organic waste in the sustainability concept for Malmö, Sweden*. Water Science & Technology, 49(10), 163-169.

Jönsson, K, Pottier, A & Nyberg, U. (2008). *Utilising laboratory experiments as a first step to introduce primary sludge hydrolysis in full-scale*. Water Science and Technology, 57(9), 1397-1403.

Karlberg, T., & Norin, E. (1999). *Köksavfallskvarnar: Effekter på avloppsreningsverk. En studie från Surahammar*. Stockholm: VAV AB. (VA-FORSK rapport: 1999-9).

Karlsson, P., Aarsrud, P., & de Blois, M. (2008). *Återvinning av näringsämnen ur svartvatten: Utvärdering av projekt Skogaberg*. Stockholm: Svenskt Vatten AB. (Svenskt Vatten Utveckling: 2008-10).

Kretsloppskontoret; Göteborg Vatten & Gryaab AB. (färdig under 2011).
Köksavfallskvarnar i Göteborg. Göteborg: Kretsloppskontoret.

Käppalaförbundet & SÖRAB (2009). *Biologisk behandling av organiskt matavfall med hjälp av avfallskvarnar (BOA)*. Stockholm: Käppala och SÖRAB.

Livsmedelsverket (2010). *Livsmedelsdatabasen – sök näringsinnehåll*. Tillgänglig:
<<http://www7.slv.se/Naringssok/>> (2010-11-16).

Liu, X., Liu, H., Chen, Y., Du, G., Chen, J. (2008). *Effects of organic matter and initial carbon:nitrogen ratio on the bioconversion of volatile fatty acids from sewage sludge*. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 83, 1049–1055.

Lövstedt, C. & Norlander, P. (2002). *Undersökning av köksavfallskvarnar i ett separat system i Västra Hamnen, Malmö: Insamlingssystemet och rötningsprocessen*. Lund: Examensarbete vid Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Lunds Tekniska Högskola.

Miljöstyrelsen (2004). *Madaffald fra storkøkkener*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 1 2004. Miljöministeriet, Danmark.

Nedland, K. T. (2006). *Effekter av bruk av matavfallskvarner på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling: Resultater fra Fosnesundersøkelsen og andre nordiske undersøkelser*. Oslo: Vesar, Vestfold avfall og ressurs AS.

Norlander, H. (2008). *Slamhydrolys för förbättrad denitrifikation på Klagshamns avloppsreningsverk*. Examensarbete vid Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Inst. För Kemiteknik, Lunds Universitet.

Nilsson, P., Hallin, P.-O., Johansson, J., Karlén, L., Lilja, G., Pettersson, B. Å. & Pettersson J. (1990). *Källsortering med avfallskvarnar: En fallstudie i Staffanstorp*. Lund: Avdelningen för VA-teknik, Lunds Tekniska Högskola. (REFORSK FoU nr 54).

REVAQ (2011). *Regler för certifieringssystemet REVAQ Återvunnen växtnäring*. Utgåva 2.1, 2011-02-07.

SGC (2010). *Demonstration för omhändertagande av matavfall i storkök*. Rapport 226.

SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut. *Certifieringsregler för Biogödsel*. SPCR 120. Maj 2010.

Sweco Environment AB (2009). *Utvärdering av funktion på slam- och fettavskiljare Star Bowling, Göteborg*. Göteborg: Avfall Sverige. (Rapport B2009:04).

Torell, M. (1994). *In-sewer chemical assessment of microbiological processes*. Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

Wainberg, R., Nielsen, J., Lundie, S., Peters, G., Ashbolt, N., Russel, D. & Jankelson, C. (2000). *Assessment of food disposal options in multi-unit dwellings in Sydney*. University of Western Sydney.

Muntlig kontakt

Andersson, Per (2009). Surahammars Kommunalteknik.

Bissmont, Mimmi (2009). VA SYD.

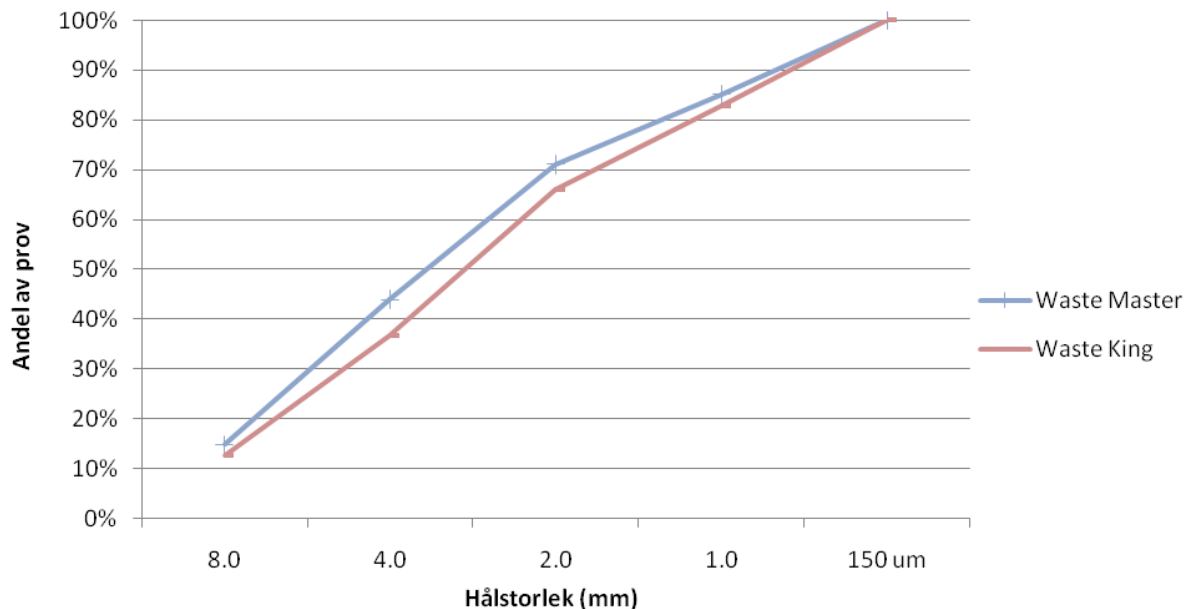
Hansen, Steinar (2009 & 2011). Fagleder drift vann og avløpsnett i Stokke kommune, Norge.

Paulsrud, Bjarne (2009). Aquateam. Deltog i Fossnes-undersökningen i Stokke kommune, Norge.

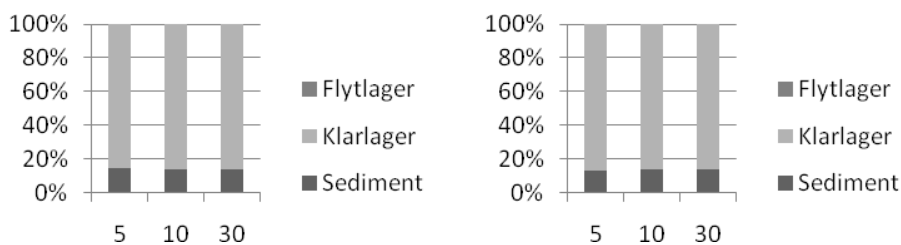
Svensson, Gilbert (2011). CIT Urban Water Management AB.

Bilaga A: Jämförelse mellan olika avfallskvarnar

Vid försöken användes två olika kökskvarnar; en av märket Waste Master och en av märket Waste King. Provresultaten visade att dessa gav mycket lika resultat, både i relation till partikelstorlek (Figur A-1) och sedimenteringsförmåga (Figur A-2).



Figur A-1. Fördelning av prov från olika kvarnar mellan olika partikelstorlekar.



Figur A-2. Fördelning mellan flytlager, klarlager och sediment i prover nedmalda med Waste King (vänster) och Waste Master (höger).

Tabell A-1. Partikelfördelning och resultat från t-test i en jämförelse mellan kvarnmodellerna Waste King (WK) och Waste Master (WM).

Kvarnmodell	WK	WM	WK	WM	WK	WM	WK	WM	WK	WM	WK	WM
Partikelstorlek (mm)	8	8	4	4	2	2	1	1	>4	>4	<4	<4
Prov 1	5,2	6,1	13,4	15,4	31,5	54,1	29,1	40,0	18,7	21,5	60,5	94,1
Prov 2	4,2	6,0	11,3	8,7	31,8	43,1	26,9	43,1	15,5	14,7	58,7	86,2
Prov 2	5,8	3,9	15,9	9,9	25,6	21,1	26,4	21,1	21,7	13,8	51,9	42,1
Prov 3	5,8	0,0	11,2	0,0	25,5	0,0	31,6	0,0	16,9	0,0	57,1	0,0
p-värde	0,420		0,217		0,169		0,189		0,1		0,5	

Tabell A-2. Recept använt i labförsök uppdelat på hushåll och restaurang (viktpocent).

Typ av mat	Hushåll (%)	Restaurang (%)
Äggvita	13.2	8.8
Ägg	9.3	6.2
Kidneybönor	8.4	5.6
Jordnötter med skal	4.3	2.9
Pasta	5.4	3.6
Potatis	9.7	6.4
Vitkål	25.7	17.0
Äpple	6.6	4.4
Banan (med skal)	4.0	2.7
Lök (med skal)	4.6	3.1
Grädde	1.7	1.1
Rapsolja	7.1	10.6
Sill		27.8
	100.0	100.0



Scheelegatan 3, 212 28 Malmö • Tel 040-680 07 60 • Fax 040-680 07 69
www.sgc.se • info@sgc.se
