

Torrötning av rejekt från förbehandling av matavfall



Irene Bohn, NSR
Marika Murto, Bioteknik, LTH
Lovisa Björnsson, Bioteknik, LTH
Håkan Rosqvist, Rosqvist Resurs

November 2011

Omslagsbilder; obehandlat rejekt, lastning av rejekt i lakbäddsmodul, metanfilter, siktat kompost från behandlat rejekt. Foto: Irene Bohn och Marika Murto.

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:

Energigas Sverige, 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 AB
Nordvästra Skånes Renhållnings AB - NSR
Region Skånes Miljövårdsfond
VafabMiljö - Svensk Växtkraft AB
Energimyndigheten

SVENSKT GASTEKNISKT CENTER AB



Jörgen Held

SAMMANFATTNING

När källsorterat matavfall från hushållen rötas i en biogasanläggning av modellen omrörd tank behövs en förbehandling för att göra materialet pumpbart och ta bort orenheter. En typ av förbehandling innebär att avfallet passerar genom en skruvpress som delar avfallet i en pumpbar fraktion och en torr fraktion, så kallat rejekt. På NSR förbehandlas matavfallet med denna teknik och rejektet skickas idag till förbränning. Tidigare studier har visat att ca 30% av metanpotentialen i matavfallet finns kvar i rejektet. Syftet med detta projekt var att undersöka möjligheterna att utvinna den kvarvarande metanpotentialen genom att testa satsvis torrötning med efterföljande kompostering som alternativ till förbränning. Vid satsvis torrötning i lakbädd läggs materialet i en reaktor (lakbädd) som översilas med vätska. Det är därför viktigt att lakbädden har en porös struktur som gör att vätskan fördelas jämt i materialet. Rötning av enbart rejekt och rejekt blandat med strukturmateriäl testades för att undersöka om inblandning av strukturmateriäl gav någon effekt. För att undersöka flödesegenskaperna i lakbädd, med och utan inblandning av strukturmateriäl, genomfördes två spårämnesförsök. Efter rötningen komposterades den fasta rötresten, och färdiga kompostens kvalitet utvärderades. Porlukten i rötresten och i komposten under komposteringsprocessen och efter siktning av komposten utvärderades dessutom.

Spårämnesförsöken och röttingsförsöken visade att inblandning av strukturmateriäl påverkade flödesmönstret och röttningsprocessen i lakbädden i positiv riktning. Tillsats av strukturmateriäl var nödvändigt för att röttningsprocessen skulle fungera. Tekniken med spårämnesförsök visade sig vara lämplig för att indikera graden av homogen perkolering av bädden. Vid rötning av rejekt uppblandat med strukturmateriäl uppnåddes ett metanutbyte på 100 Nm^3 metan per ton blandning vilket motsvarade det förväntade metanutbytet. Vid kompostering av materialet uppnåddes kraven på hygienisering och halt av tungmetaller. Däremot var halten synliga orenheter över 2 mm för hög, och den siktning med 15 mm såll som genomfördes visade sig inte vara tillräcklig som efterbehandling av komposten. Luktpotentialen i den siktade komposten var runt $300 \text{ OU}_E/\text{m}^3$ vilket kan beskrivas som oproblematisht, medan luktpotentialen i rötresten och under komposteringsprocessen var högre.

SUMMARY

When the organic fraction of source separated municipal solid waste is digested anaerobically in a continuously stirred tank reactor there is a need for a pretreatment to make the waste pumpable and remove contaminants. In one type of pretreatment the material passes through a screw press which separates waste in a liquid fraction and a dry fraction (the reject). At NSR this technique is used and at present the reject is incinerated. A previous study has shown that about 30% of the methane potential of the incoming organic waste can be found in the reject. The aim of the present project was to investigate the possibilities of realizing the methane potential through batch wise dry anaerobic digestion followed by composting as an alternative to incineration. In the technique used in the present project the material was digested in an anaerobic leach-bed with recirculation of leachate over the bed. It is important that the material is sufficiently porous to let the leachate spread evenly through the leach-bed. Treatment of reject and a mixture of reject and structural material were tested to investigate if the addition of structural material had an effect on the porosity. The flow of liquid through a leach-bed of reject and one of reject mixed with structural material was studied using LiBr as tracer. The digestate from the dry digestion process was composted, and the resulting compost was evaluated. The odor from the digestate, the active compost and the compost product was measured by analyzing the odor in the air of the porous space in heaps of the different materials. This was used to evaluate the risk of odor problems.

The dry digestion and the tracer experiment both showed that mixing the reject with structural material had a positive effect on the flow of liquid through the material and the digestion process. Addition of structural material to the reject was needed in order to achieve an efficient digestion process. Using tracers proved to be a useful way of indicating the homogeneity of the flow through the leach-bed. Dry anaerobic digestion of reject mixed with structural material gave a methane yield of 100 Nm^3 methane per ton of mixture treated which was equal to the expected methane yield. When composting the material the requirements for hygienization was achieved and the concentrations of heavy metals in the resulting compost were below the guideline value. The content of visible contaminants larger than 2 mm in the screened compost were above the guideline value, which means that screening the compost on a 15 mm screen is not a sufficient post treatment. The odor potential of the screened compost was approximately $300 \text{ OU}_E/\text{m}^3$ and should not lead to any odor problems. However the odor potential of the digestate and the active compost material was higher.

FÖRORD

Detta projekt är finansierat av Svenskt Gastekniskt Center (SGC), Region Skånes Miljövårdsfond, Avfall Sverige, Vafab Miljö AB, Svensk Växtkraft AB och NSR. Projektet är utfört av NSR, Avd. för Bioteknik på Lunds Tekniska Högskola (LTH), Firma Jesper Christensson och Rosqvist Resurs.

Insamling av rejekt från förbehandlingen, plockanalys av rejektet, bestämelse av metanpotential och kompostering och siktning av rötresten är gjort på NSR av NSR. Provtagning av porluft till luktanalyser är utfört av NSR. Röttningsförsök i pilotskala är planerat och utfört av Avd. för Bioteknik (LTH) på Försöksstation Anneberg i Billeberga, Svalövs kommun. Spårämnesförsöket är planerat av Rosqvist Resurs och utfört av Rosqvist Resurs, NSR och Firma Jesper Christensson på Försöksstation Anneberg. Försöksstation Anneberg är en anläggning för biogasforskning i pilotskala som drivs av Avd. för Bioteknik (LTH).

Projektets referensgrupp har varit: Angelika Blom (Avfall Sverige), Anneli Petersson (SGC) och Per Erik Persson (Vafab Miljö AB, Svensk Växtkraft AB).

INNEHÅLL

1	Introduktion	1
1.1.	Bakgrund	1
1.2.	Råvara till försöken	1
1.3.	Rötningsteknik	2
1.4.	Spårämnesförsök	4
1.5.	Syfte och mål.....	4
2	Material och metoder	5
2.1.	Plockanalys.....	5
2.2.	Torrötning.....	5
2.2.1.	Substrat	5
2.2.2.	Två-stegsprocessen	6
2.3.	Metanpotentialbestämning i laboratorieskala.....	11
2.4.	Spårämnesförsök	11
2.4.1.	Försökuppställning.....	12
2.4.2.	Uppfuktning	13
2.4.3.	Spårämnesförsök.....	13
2.4.4.	Provberedning och analys	13
2.5.	Kompostering	15
2.6.	Provtagning av porluft för luktanalys.....	15
2.7.	Analysmetoder	16
3	Resultat och diskussion.....	18
3.1.	Resultat av plockanalys.....	18
3.2.	Torrötningsförsök.....	18
3.2.1.	Metanproduktion/utbyte.....	18
3.2.2.	Metanproduktion i tvåstegsprocessen.....	20
3.2.3.	Lakvätskor från lakbäddsreaktorer och metanfilter	21
3.2.4.	Tömning av lakbäddar	23
3.2.5.	Mineraler i rejekt och rötresten	25
3.2.6.	Teoretisk metanpotential.....	28
3.3.	Spårämnesförsök	30
3.3.1.	Uppfuktning	30

3.3.2.	Spårämnesförsök.....	31
3.4.	Kompostering.....	34
3.4.1.	Komposteringsprocess och hygienisering.....	34
3.4.2.	Kvalitet av komposten	36
3.4.3.	Återvinning av näringsämnen	38
3.5.	Analys av porlukt	39
4	Slutsatser	41
5	Referenser.....	43

Bilaga 1 - Analysresultat

Bilaga 2 - Analysmetoder, analyslaboratorier

Bilaga 3 - Resultat från kompostering

1 INTRODUKTION

1.1. BAKGRUND

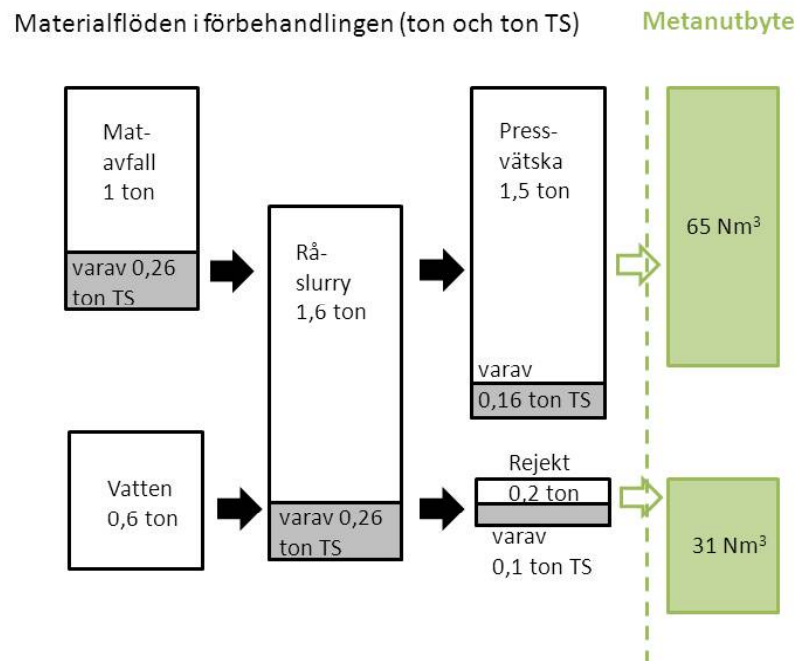
Det nationella målet att 35% av hushållens matavfall skall behandlas biologiskt har resulterat i att en ökad mängd av denna fraktion utsorteras från hushållsavfallet genom källsortering. Samtidigt behandlas en större del av matavfallet från hushåll genom rötning istället för kompostering. I Sverige består de flesta av de rötningsanläggningar som behandlar matavfall från hushållen av omrörda tankar, vilket kräver att det avfallet som behandlas i anläggningen är pumpbart. Eftersom matavfallet inte är pumpbart måste det förbehandlas. Dessutom innehåller matavfallet ofta föroreningar i form av felsorterat material som måste sorteras bort i förbehandlingen.

Förbehandlingen kan göras genom att pressa matavfallet i en skruvpress så som man gör på bland annat NSR i Helsingborg och Sysav i Malmö. Denna metod används också vid andra svenska anläggningar och kan komma att bli intressant för fler i framtiden. Nyligen har både Sysavs och NSRs förbehandlingsanläggningar utvärderats (Truedsson, 2010; Bohn m.fl, 2010) med tyngdpunkt på materialflöden och effektivitet i skruvpressen. I skruvpressen bildas både en slurry, som går till biogasanläggningen, och ett rejekt. Båda projekten visar att ungefär 30 % av metanpotentialen i matavfallet förloras om rejektet inte röts. Är biogasproduktion från matavfallet huvudsyftet är denna förlorade metanpotential en nackdel med metoden. Rejektet från förbehandlingen på NSR består av fiberrikt material, och innehåller en del orenheter i form av t.ex. plast och är därmed inte önskvärd i vårötningsprocessen. Torrhalten på rejektet är upp till 40-45 % och avfallet är inte pumpbart. I nuvarande situation skickas rejektet till förbränning och energin utvinns då som värme eller el. Näringsämnen från rejektet hamnar i askan och återvinns därmed inte. Ett alternativ till förbränning, som faktisk behandlar även rejektet biologiskt och om möjligt gör att även näringsämnen kan återanvändas, är därför önskvärd. I detta projekt utvärderas torrötning med efterföljande kompostering av rötresten som alternativ.

1.2. RÅVARA TILL FÖRSÖKEN

I detta projekt var målet att undersöka möjligheten att röta rejekt från NSRs förbehandling genom torrötning. På NSR förbehandlas det inkomna avfallet först i en kvarn som river sönder matavfallet till 80 mm. Sedan blandas avfallet med vatten till en så kallad råslurry och mixas i en pulper där tunga orenheter sorteras bort. Efter pulperen går slurryn till en skruvpress där den pressas genom en silkorg 10 mm hål. Allt som inte passerar genom hålen sorteras bort som rejekt (Bohn m.fl, 2010). Figur 1 visar flöden av material i förbehandlingsprocessen. För varje ton som behandlas tillförs runt 0,6 ton vatten för att materialet ska blir tillräckligt blött för att skruvpressen ska fungera. När materialet behandlas i skruvpressen sorteras en del bort som rejekt. Denna del utgör 20 %

av det inkommande avfall räknat på färsk vikt, men innehåller 37% av torrsubstansen (TS). Metanpotentialbestämning visade att rejektet kan ge 352 Nm³ CH₄ per ton organiskt material (VS), vilket är mindre än i pressvätskan där man kan uppnå 471 Nm³CH₄/ton VS (Bohn m.fl. 2010). Ändå finns ungefär en tredjedel av matavfallets metanpotential i rejektet (figur 1) eftersom så stor andel av torrsubstansen återfinns här.



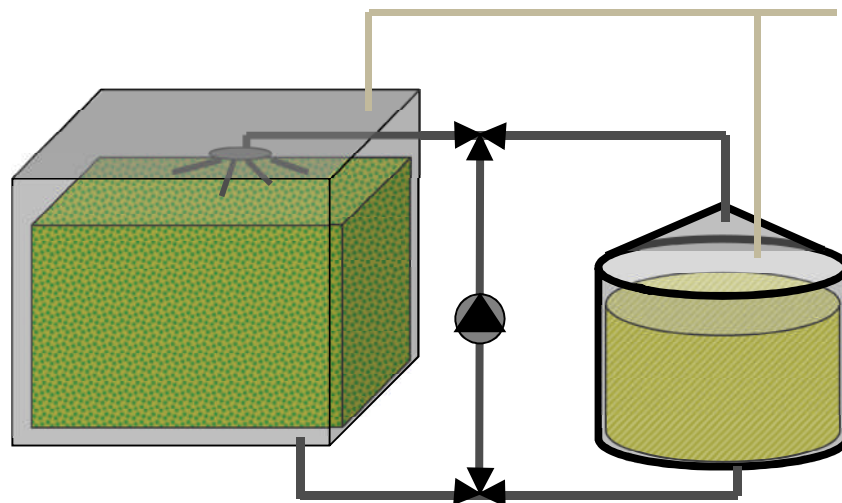
Figur 1: Materialflöden vid förbehandling av matavfall på NSR och metanutbytet av slutprodukterna. Data från Bohn m.fl.(2010). På figuren är angett den totala vikt av de olika fraktionerna i ton, samt vikten av TS i fraktionen.

1.3. RÖTNINGSTEKNIK

Torrrotning i en satsvis process kan utföras i t.ex. en lakbäddsreaktor, även kallad garagerötning där biogasråvaran staplas på hög och översilas med vätska. Fördelen med denna typ av process är att den ger möjlighet till att röta material som inte kan hanteras med andra tekniker. Till exempel orenheter såsom plast, jord, sand etc. stör biogasprocessen i mindre grad än vid våtrotning. Vidare kräver materialet ingen sönderdelning utan det är fördelaktigt med lite struktur så att lakbädden inte blir för kompakt och perkolation av vätska kan ske. Nackdelen är att lägre metanutbyte erhålls om översilningen av lakvätska är dålig eller om kanaler bildas så att vätska inte når alla delar av substratbädden. Dessutom krävs att man har ett antal moduler i drift och att de fylls på vid olika tidpunkter för att erhålla kontinuerlig gasproduktion. Inympning av rotat material görs oftast för att metanbildningen ska komma igång snabbare. Detta görs

också för att minska den initiala pH-sänkningen som oftast sker i en lakbädd. Inympning kan göras med rötat material men nackdelen är att denna ymp tar upp en del av reaktorvolymen och hela reaktorkapaciteten då inte kan utnyttjas fullt ut (Nordberg och Nordberg, 2007; Björnsson och Lantz, 2008).

Lakbäddsreaktorn kan användas tillsammans med en metanreaktor i en två-stegsprocess. Substrat som är lätthydrolyserbara är lämpliga att behandla i en två-stegsprocess (Lehtomäki och Björnsson, 2006). En schematisk skiss på två-stegssystem med satsvis lakbäddsreaktor som första steg och en metanreaktor som andra steg visas i figur 2. I en lakbäddsreaktor lastas materialet in och vätska tillåts perkolera genom substratbädden. Nedbrytning av substratet börjar ske genom hydrolys och syrabildning och fast material löses upp i lösliga föreningar i lakvätskan. De lösta organiska föreningarna förs sedan med lakvätskan över till metanreaktorn där de omvandlas till biogas. Vätska kan även föras tillbaka till lakbäddsreaktorn för att ympa in mikroorganismer och tillföra buffrande ämnen. Efter en tid blir halten av organiska lösta föreningar låg i lakvätskan, pH höjs och det blir gynnsamma förhållanden för metanbildarna och biogas börjar produceras i lakbäddsreaktorn. Då kan metansteget kopplas bort och biogasproduktionen fortgår endast i lakbäddsreaktorn. I en två-stegsprocess kan metansteget vara en konventionell tankreaktor. Det kan även vara en metanreaktor med bärare, ett så kallat metanfilter. I denna är mikroorganismerna immobiliserade på ett bärarmaterial (t.ex. plast) och bildar en biofilm, och detta förhindrar att mikroorganismerna följer med vätskan om höga flöden appliceras. Mikroorganismerna är dessutom mer skyddade i en biofilm mot t.ex. toxiska ämnen. Det finns fullskaleanläggningar som baseras på garagerötningsteknik och två-stegsprocesser.



Figur 2: Schematisk bild på ett två-stegssystem där förstasteget är en satsvis lakbädd och andra steget är en metanreaktor dit endast lakvätska överförs.

1.4. SPÅRÄMNESFÖRSÖK

Jämn och effektivt perkolerings är en viktig faktor för att uppnå effektiv nedbrytning vid torrrotning i lakbädd. Heterogena flödesmönster i en lakbädd leder till zoner med lägre fukthalt där nedbrytning sker relativt långsamt vilket medför en ojämn utrötning av det organiska materialet. För att undersöka ett materials hydrauliska egenskaper kan spårämneshörsök utnyttjas. Ett spårämneshörsök ger information om hur vatten rör sig genom ett material och genom att tolka den så kallade genombrottskurvan kan slutsatser om flödesmönster i olika typer av materialmatriser dras.

Under de senaste 15 åren har intresset för vattenrörelser i deponerat avfall ökat. Intresset beror i huvudsak på en större medvetenhet om risker för vattenburna föroreningars miljöpåverkan från avfallsdeponier. Sedan mitten av 1990-talet har ett flertal spårämneshörsök rapporterats i laboratorieskala (t.ex. Rosqvist and Bendz, 1999; Rosqvist, et al., 2005; och Woodman and Beaven, 2011) och i pilot-skala (t.ex. Rosqvist and Destouni, 2000). De flesta spårämneshörsök som har rapporterats har visat på mycket heterogena flödesegenskaper för deponerat avfall.

Författarna till denna rapport känner inte till några studier utförda med syfte att undersöka hydrauliska egenskaper för avfall som torrötas enligt de principer som redovisas i denna studie.

1.5. SYFTE OCH MÅL

Den del av det källsorterade hushållsavfallet som här benämns rejekt skickas idag till förbränning. Syftet med detta projekt var att studera om biogasproduktion genom torrötning är möjligt för rejektet. Här utvärderades torrötning i ett tvåstegssystem, vilket innebär att biogasråvaran staplas på hög och översilas med vätska. Detta ger ett system som är mindre känsligt för orenheter så som plast, metall, mm. För att systemet ska fungera är det dock viktigt att biogasråvaran har en struktur som tillåter att vätska kan röra sig genom materialet. Torrötning av rejektet studerades därför med och utan inblandning av strukturmateriel. Målet var att;

- Studera flödesegenskaperna hos materialet under olika förutsättningar
- Experimentell bestämma metanutbyten i pilotskala
- Utvärdera möjligheten för kompostering av restprodukten
- Analysera förekomsten av metaller och orenheter i komposten
- Utvärdera risken för lukt vid torrötning och kompostering av rejektet

2 MATERIAL OCH METODER

2.1. PLOCKANALYS

Provtagning till plockanalys togs ut när rejekt till rötningsförsöket samlades in. För var 3:e m³ rejekt som producerades togs det ut 10 l rejekt direkt under pressen. Delproven blandades sedan i en tunna och från denna togs det ett prov på ca 15 kg till plockanalys. Plockanalysen utfördes samma dag som torrötningsförsöket startades och bestod i att provet sorterades för hand i följande fraktioner: Organisk material, plast, sten och inert material, metal, tyg och glas. Vikten av varje fraktion noterades.

2.2. TORRÖTNING

2.2.1. Substrat

Substratet som användes i rötningen var rejekt som uppkommer vid pressning av hushållsavfall, på NSR AB Helsingborg, som beskrivits i avsnitt 1.2. Rejektet till rötningsförsöket samlades in direkt från skruvpressarna på NSR dagen innan rötningsförsöket startades och förvarades i container tills det transporterades till Försöksstation Anneberg (den pilotanläggning som drivs av Bioteknik/Lunds Universitet). Enbart rejekt och rejekt uppblandat med strukturmaterial utvärderades i parallella rötningsförsök.

Rejektet (figur 4a) hade en torrsubstanshalt (TS) på 42% av våtvikt. Dess sammansättning redovisas i bilaga 1. Strukturmaterial (figur 4b) som användes var träflis erhållit från NSR. Träflisen bestod av den grova fraktionen av park och trädgårdsavfall som var krossat till ≤ 100 mm. TS-halten var 56 % av våtvikt.

Blandningen av rejekt och strukturmaterial skulle ligga mellan 1:1 och 2:1 baserat på volym. Bakgrunden för detta förhållande var NSRs drifrutin för kompostering av matavfall som förespråkar att matavfall blandas med strukturmaterial i förhållandet 1:1 samt att rejektet har mindre fukthalt än färskt matavfall. Blandningen gjordes i en fodermixer (Seko), och strukturmaterial tillsattes satsvis samtidigt som en visuell bedömning gjordes, för att avgöra när strukturen bedömdes som mer genomsläpplig. Blandningsförhållandet mellan rejekt och strukturmaterial blev 1,4:1 baserat på volym och 3,5:1 baserat på vikt (figur 4c). TS-halten för blandningen var 45 % av våtvikt.

Provtagning av materialen gjordes genom att ta tre delprov från varje lastarskopa som lastades in i lakbäddsreaktorerna, totalt 15-21 delprov. Delproven samlades upp i en plastback, blandades och därefter togs prov som frystes in för användning i laboratorieskalaförsök och tungmetall- och mineralanalys. Provtagning efter avslutat rötningsförsök utfördes på samma sätt.



*Figur 3: Provtagning gjordes genom uttag av tre delprov från varje in/utvägd skopa.
Foto: L. Björnsson.*

2.2.2. Två-stegsprocessen

Torrötningen utfördes i två parallella system där ett system utgjordes av en två-stegsprocess bestående av en lakbäddsreaktor och en metanreaktor, se figurer 5, 6 och 7. Lakbäddsreaktorn (LB) hade en volym på 10 m^3 , vilket inkluderade en vätskereservoir med värmeslingor i botten samt ett system för vätskedistribution i toppen. Materialet som rötades lades i en bur som fördes in i reaktorn och reaktorn förslöts. Vatten fylldes på för att ha erforderlig mängd fri vätska i systemet som kunde pumpas runt, och dessutom är systemet konstruerat så att vätskereservoiren på $0,7 \text{ m}^3$ i botten av reaktorn måste vara fylld hela tiden för att täcka värmeslingorna så att värmningen ska fungera. I botten av reaktorn samlades vätska upp och recirkulerades till toppen av reaktorn där det strilades över bädden genom ett perforerat rör. Systemet är slutet och beskickas satsvis, så mängden vätska som tillförs stannar i systemet under försökets gång och flyttas endast mellan de två processtegen. Samma pump/recirkulationssystem användes för att cirkulera vätska internt över respektive reaktor samt för överföring mellan reaktorerna. Det interna recirkulationsflödet över både lakbädden och metanreaktorn var 33 liter per minut. Pumpen gick dock växelvis över de båda stegen, så de olika processtegen översilades/genomflödades bara hälften av driftstiden. Detta gav ett snittflöde på 16 liter



Figur 4: a) rejekt och b) park och trädgårdsavfall och c) blandningen som användes i röttningsförsöken. Foto: L. Björnsson.

per minut. Metanreaktorn, ett så kallat metanfilter (MF) innehöll fyllkroppar av plast på vilka mikroorganismerna kan tillväxa och bilda en effektiv biofilm. Metanfiltret hade en volym på 1,6 m³. En värmeväxlare användes för att värma recirkulerande lakvätska för att upprätthålla önskad temperatur i metanfiltret. Processen hölls vid mesofila förhållanden, 37 °C. Vätskeprov togs ut i en provtagningskran i nedre delen av lakbäddsreaktorn. Vätskeprov från metanfiltret togs i en uttagskran vid pumpen efter 5-10 min recirkulering av vätska.

Två system användes, där enbart rejekt fylldes på i ett system (system A) och en blandning av rejekt och strukturmaterial tillsattes i det andra systemet (system B).

Metanfiltren innehöll en biofilm sedan tidigare, men ympades även med 200 l färskt utrötat material från ett pilotförsök för biogas från energigrödor. Uppvärmning startades och vätska recirkulerades över metanreaktorerna under ett dygn innan lakbäddsreaktorerna fylldes. Lakbäddsreaktorerna fylldes med material som upptog en volym på 5,2 m³, vilket motsvarade 3,4 ton för rejekt och 2,8 ton för rejekt och strukturmaterial. Totalt tillsattes 2,6 m³ vatten i varje lakbäddsreaktor (tabell 1).

Tabell 1: Inlastat material i lakbäddsreaktorer i system A och B.

System	A: Rejekt	B: Rejekt+strukturmaterial
Invägd mängd (ton)	3,4	2,8
Bäddvolym (m ³)	5,2	5,2
Dimensioner B*D*H (m)	(1,6*2,3*1,5)	(1,6*2,3*1,5)
Tillförd vattenvolym (m ³)	2,6	2,6 ^a

^a varav 0,5 m³ tillfördes dag 4.

Organiska belastningen på metanfiltret mättes som kg COD tillfört/m³,d. Kemiska syreförbrukningen (chemical oxygen demand (COD)) COD-halten mättes i lakvätskan i lakbäddsreaktorn och erforderligt flöde justerades utifrån vilken organisk belastning som önskades ansättas på metanfiltret. En organisk belastning på 1 kg COD/m³,d tillfördes första dagen, ändrades till 2 kg COD/m³,d andra dagen och därefter till 3 kg COD/m³,d. Dag 8 sänktes organiska belastningen till 2 kg COD/m³,d i båda systemen pga att COD-halten i metanfiltren hade ökat till 8 g/l i system A och 5 g/l system B. Detta gjordes för att inte riskera överbelastning av metanfiltren. Dag 13 ökades belastningen igen till 3 kg COD/m³,d och hölls vid denna nivå tills metanfiltren kopplades bort. När pH översteg 7,0, COD i lakvattnet var låg och metanproduktion hade kommit igång i lakbäddsreaktorn så stoppades recirkuleringen av lakvätska mellan reaktorerna. Detta skedde dag 32 i system B (rejekt plus strukturmaterial) och dag 55 i system A (bara rejekt). Därefter recirkulerades lakvätskan endast internt över lakbäddsreaktorerna. Dag 75 stoppades pumparna för att fri vätska i lakbäddsreaktorerna skulle tillåtas perkolera ner genom lakbäddarna och samlas upp i botten av reaktorn. Rötningen avslutades dag 76. Vätskefraktionerna i lakbäddsreaktorerna tömdes ut och lakbäddsreaktorerna öppnades och rötresten vägdes upp och prov togs ut för analys. Rötresten användes därefter i komposteringsförsök (avsnitt 2.5).



Figur 5: Inlastning av rejekt i lakbäddsreaktor. Foto: M. Murto.



Figur 6: Inlastning av blandningen av rejekt och strukturmateriel i lakbäddsreaktorn. Foto: M. Murto.



Figur 7: Metanfilter i två-stegssystem. Foto: M. Murto.

pH och COD mättes på vätskan i lakbäddsreaktorerna och metanfiltren 2-3 gånger per vecka. Ammoniumkväve mättes i lakvätskan vid uppstart och när försöken avslutades. Gassammansättning mättes 2-3 gånger per vecka och gasproduktion mättes kontinuerligt från varje reaktor.

De processtörningar som uppstod under drift har sammanfattats här i metodavsnittet. De har delats upp i avfallsrelaterade och övriga störningar. De avfallsrelaterade processtörningarna påverkade processen på ett negativt sätt. De övriga driftsstörningarna påverkade inte systemen märkbart eftersom systemen är slutna och det som finns inuti processen bevaras. Ingen förlust av metanpotential skedde därför under dessa störningar, men störningen kan ha medfört förlängd rötningstid.

Avfallsrelaterade processtörningar:

Dag 25 hade vätske-cirkulationen i system A stannat. Pumpen hade skurit och byttes ut. Dag 26 hade pumpen i system A stannat igen. Vid felsökning hittades plast och annat material (från rejektet) som fastnat i ventiler och orsakat stopp i rören och dessa rensades. Detta var troligtvis anledningen till att pumpen gått sönder tidigare. Vid dessa tillfällen förlorades vätska från systemet, uppskattningsvis 0,1 m³.

Dag 28 kunde ej vätskeprov tas ut från lakbäddsreaktorn i system A. Detta tros ha orsakats av att lakbädden var igensatt, så att ingen vätska perkolerade genom bädden. För att lösa upp blockeringar tillsattes 0,2 m³ vatten genom provtagningsutloppet.

Även dag 32 kunde inget vätskeprov tas ut från lakbäddsreaktorn i system A. Dock var biogasproduktionen i metanfiltret konstant så recirkuleringen av lakvätska mellan reaktorerna fungerade.

Dag 50 och en vecka framåt var lakvätskan i lakbäddsreaktorn i system A väldigt geggig och innehöll större partiklar såsom matrester och plast, vilket även observerades som en ökad COD-halt under denna period.

Övriga driftsstörningar:

Dag 8 var det problem med temperaturreglering i metanfiltret i system A pga. en trasig ventil som byttes ut.

Dag 18 var det strömavbrott och systemen hade stannat. Dag 15 var det kraftigt oväder men detta var inte enda orsaken till strömavbrottet, utan ett elfel hade uppkommit i en värmecirkulationspump till metanfiltret i system B. Detta orsakade driftsstopp igen dag 20, och värmecirkulationspumpen byttes ut dag 21.

Dag 31 hade vätske-cirkulationen i system B stoppat pga. nivåalarm i metanfiltret. Larmnivån korrigerades.

Från dag 36 uppstod problem med temperaturreglering av lakbäddsreaktorn i system B, den varierade mellan 38-42 °C enligt dataloggningen. Temperaturen i denna reaktor var dock troligtvis 40-42 °C ända fram till försöksslutet. Detta upptäcktes inte förrän i slutet av försöksperioden, då vätsketemperaturen mättes manuellt. Fel i temperaturgivaren har troligen orsakat att temperaturen har legat mellan 40-42 °C från dag 36 och framåt. Höjd temperatur anses ej ha påverkat processen negativt, och har sannolikt inte heller påverkat metanproduktionen i positiv riktning. Denna bedömning baseras på

metanproduktionshastigheten, som framstår som opåverkad när man jämför perioden före och efter dag 36.

Dag 38-40 stod båda systemen stilla pga. strömbrott.

2.3. METANPOTENTIALBESTÄMNING I LABORATORIESKALA

Metanpotentialen på inkommande rejekt och blandning av rejekt och strukturmateriäl samt rötresterna från de två systemen i torrötningsförsöken bestämdes i satsvis utrötning i laboratorieskala. Utrustningen som användes var AMPTS från Bioprocess Control (Lund, Sverige). Materialet rötades i 500 ml flaskor. Två försöksuppställningar användes och varje försöksuppställning inkluderade totalt 15 flaskor. Biogasen passerade genom en NaOH-lösning för fixering av CO₂, och metanvolymen mättes kontinuerligt med hjälp av flödesceller. Som ymp användes rötrest från NSRs rötreaktorer. Ympen togs från efterröttningssteget 2 dagar innan försökets start och förvarades vid rumstemperatur till försöksstart. I alla försök var mängden ymp 300 ml. Substrat tillsattes så förhållandet mellan substrat:ymp var 1:2 baserat på mängd VS. Alla flaskor fylldes därefter upp med vatten till en slutlig volym på 400 ml. Alla försök utfördes i triplikat. För varje försöksuppställning utfördes också ett kontrollexperiment med bara ymp utspädd till 400 ml för att mäta biogasproduktionen från denna. För att beräkna metanpotentialen från enbart substratblandningar och rötrest drogs biogasproduktionen från ympen bort. Gasvolymen normaliserades till 0 °C och 1 atm, vilket anges som Nm³, baserat på ett antagande om en konstant temperatur i laboratoriet på 23 °C och atmosfärisk lufttryck på 1 atm tryck.

Utöver materialet från rötningen i pilotskala testades metanpotentialen från två kontrollsubstrat, cellulosa och glukosmonohydrat, för att verifiera metoden.

Provberedning: Material från de olika fraktionerna togs från ett 2 l prov. Prov från pilotförsökets start och avslutning hade frusits. Alla material testades vid samma försöksomgång, vilket innebar att samma ymp användes till att röta alla material. Innan försöksstart klipptes provet sönder med en sekator till mindre än 1,5 cm. TS och halt av VS bestämdes på det finfördelade provmaterialet före rötning för att kunna räkna fram den mängd substrat som behövdes för att uppnå rätt förhållande mellan substrat och ymp.

2.4. Spårämnesförsök

Två spårämnesförsök genomfördes den 30 mars respektive 1 april 2011 på Försöksstation Anneberg. Spårämnesförsöken startade en vecka efter att röttningsförsöket i pilotskala hade startats. Rejektet till spårämnesförsöket samlades in och transporterades till Anneberg som beskrivits i avsnitt 2.2.1. De två spårämnesförsöken genomfördes på exakt samma sätt där den enda parameter som medvetet varierades var materialets sammansättning; det vill säga, ett försök med endast rejekt och ett med rejekt med inblandning av strukturmateriäl.

2.4.1. Försökuppställning

Av praktiska skäl kunde spårämnesförsöket inte utföras på lakbäddarna i samma försökuppställning som användes för torrötningsförsöket. Istället anordnades en försökuppställning som i möjligaste mån simulerade samma förhållande för vattenflöde som i torrötningsförsöken. Som materialbehållare vid genomförande av spårämnesförsöken utnyttjades därför en av de nätburar som normalt används vid torrötningsförsöken på Anneberg. Figur 8 visar försökuppställningen för spårämnesförsöken. För att samla upp vattnet som passerat genom lakbädden placerades nätburen i ett tråg tillverkat av träskivor. Uppsamlat vatten tömdes genom ett avloppsrör i botten av tråget. Avloppsröret mynnade i en anordning där flödet kunde mätas med hjälp av ett mätglas (figur 9).

För bevattning av försöksbädden under spårämnesförsöket hade en konstruktion med ett specialtillverkat bevattningsrör anordnats. Syftet med bevattningskonstruktionen var att i möjligaste mån efterlikna de förhållanden som finns i försöksanläggningen för torrötning. Figur 10 visar anordningen för bevattningsröret. Vid bevattning under spårämnesförsöken fick vatten flöda in i röret via en slanganslutning, flödet in i bevattningsröret reglerades med ventil och mättes med en flödesmätare.



Figur 8: Försökuppställning för spårämnesförsök med försöksbädden i bakgrunden och anordning för uppsamling och mätning av utgående vatten i förgrunden. Foto: H. Rosqvist.

2.4.2. Uppfuktning

Innan spårämnesförsöket startades genomfördes en uppfuktning av provvolymen till ett så kallat steady-state tillstånd. Steady-state innebär att utflödet är lika stort som inflödet och att fukthalten i försöksbädden därmed är konstant, det vill säga, försöksbädden har nått sin fältkapacitet. Det bör noteras att detta inte innebär att provvolymen är mättad. Uppfuktningen genomfördes genom att vatten tillfördes manuellt över hela materialvolymens yta med en slang (figur 10).

2.4.3. Spårämnesförsök

Spårämnesförsöken startades genom att en puls av litiumbromid (LiBr) applicerades över försöksvolymens yta med en handhållen strilkanna. I försöket har litium betraktats som ett konservativt spårämne, vilket innebär att det förväntas följa vattnet och inte fastläggas i avfallet. Litium har använts som konservativt spårämne vid ett flertal spårämnesförsök (t.ex., Rosqvist and Bendz, 1999; Rosqvist and Destouni, 2000; Rosqvist, et al., 2005; och Woodman and Beaven, 2011). För att spårämnet skulle fångas av det infiltrerande vattnet anbringades spårämnespulsen i en sträng mitt på ytan, längs med bevattningsröret (figur 11).

För att visualisera spårämnespulsen applicering på ytan hade även ett blått färgspårämne (Vitasyn Blue AE 90, Clariant GmbH, Tyskland) blandats in i pulsen. I gynnsamma fall kan även färgspårämnet visualisera pulsens genombrott i det utgående vattnet.

De båda spårämnesförsöken utfördes i princip på exakt samma sätt. Tidpunkten då spårämnespulserna applicerades på ytan sattes till noll, och därefter startade provtagningen i det utgående vattnet. Inledningsvis togs ett prov varje minut, efter 10 minuter glesades provtagningstillfällena ut successivt och efter 200 minuter togs prover var 15 minut. Provtagningen avslutades efter cirka 400 minuter (se tabell 6) då spårämnesförsöken avslutades. För att bestämma bakgrundskoncentrationer i vattnet som passerat försöksbädden togs prover på utgående vatten innan spårämnesförsöken startades.

2.4.4. Provberedning och analys

Vid beredning av spårämnespulsen löstes 50 g LiBr och 2 g Vitasyn Blue upp i en liter kranvatten. Lösningen späddes sedan till 10 liter i strilkannen som användes för att applicera spårämnespulserna. Prov togs på denna lösning.

För att välja ut vilka prover av utgående vatten som inledningsvis skulle analyseras valdes en strategi där vartannat prov, samt det allra sista provet, analyserades. Syftet med denna strategi vara att få en översiktlig bild av utfallet av spårämnesförsöket. Vid ett eventuellt behov av bättre upplösning i tid kan ytterligare prover analyseras. Proven förvarades i kylskåp och filtrerades inom 48 timmar genom glas microfiber filter (Whatman, GF/A). Även filtrerade prover förvarades i kylskåp tills de analyserades.



Figur 9: Uppställning för att tömma och mäta utgående vatten. Foto: H. Rosqvist.



Figur 10: Manuell uppfuktning av försöksbädden med slang. Fotot visar även anordning för bevattningsröret som användes under spårämnesförsöken. Foto: H. Rosqvist.



Figur 11: Applicering av spårämnespulv för hand med strilkanna. Foto: H. Rosqvist.

2.5. KOMPOSTERING

Efter rötning blandades rötresten från lakbäddarna i system A och B och komposterades på NSR i en plansilo. Mängden rötrest som komposterades var 4,6 ton. 2 dagar efter att rötförsöket avslutades startades komposteringen genom att rötresten blandades med 1,6 ton osorterat trädgårdsavfall. Efter 7 dagar blev komposten vänd och blandat med ytterligare 1,0 ton osorterat trädgårdsavfall.

Materialet lades i hörnet av en plansilo och bildade en 4:e del av en kägla med platt topp (se figur 24 avsnitt 3.3). Volymen uppskattades genom att mäta käglaens dimensioner. Från början var höjden ca 180 cm, mot slutet av komposteringen var den ca 150 cm. Komposten vändes med hjälp av hjullastare 7, 19, 34, 48 och 69 dagar efter start. Direkt efter varje vändning togs ett prov ut för analys av TS. Temperatur och koncentration av syre mättes 1-3 gånger per vecka. Komposten siktades dag 97 med trumsikt med 15 mm såll (Doppstadt SM 518).

Temperatur och koncentration av syre mättes i komposthögen med ett kompostspjut med inbyggd termometer och O₂ sensor (CM 37, Umwelt Elektronik, Tyskland). Mätningar gjordes på 4 ställen i komposten ca 80 cm från silons vägg i 2 mätpunkter i den nedersta delen minst 50 cm från jorden och 2 mätpunkter i den översta delen minst 50 cm från toppen. Spjutet stacks 80 cm in i komposthögen. Spjutet fick sitta kvar i 10-20 minuter tills mätvärdena hade stabiliserats och avlästes när de hade varit konstanta i 3 minuter. O₂ koncentrationen mättes som koncentration i % av koncentrationen i atmosfärisk luft (20,95%) och räknades sedan om till koncentration i % av luften.

2.6. PROVTAGNING AV PORLUFT FÖR LUKTANALYS

Mätningar av lukt gjordes efter samma princip som beskrivs av Sundberg och Jönsson (2008). Detta innebär att proverna till luktmätning sögs ut med pump från högar av det aktuella materialet och analyserades med hjälp av olfaktometri. Mätningarna har därmed gjorts på porlukten och är ett mått på materialets luktpotential. Utrustning för provtagning visas i figur 12. Proverna togs i Tedlarpåsar (ca 15 l) och späddes till ca hälften med kvävgas för att undvika kondensering i påsarna. Proverna skickades till FORCE Technology (Brøndby, Danmark) där de analyserades inom 24 timmar efter provtagning.

Provtagning av porluft från högarna gjordes vid tre olika tillfällen. När lakbäddarna tömdes lades materialet från de två systemen i var sin hög. Efter två timmar togs det ett prov från varje hög. Den andra provtagningen gjordes efter den första vändningen av komposten, då minst 55°C hade uppnåtts i 7 dagar. Två timmar efter vändningen av komposten, togs prov på två ställen i komposthögen. Efter avslutad kompostering siktades komposten och en hög med siktad kompost och en hög med strukturmateriel skapades. Två timmar efter avslutad siktning av komposten togs ett prov på luft från högen med den fina fraktion och ett prov på luft från högen med den grova fraktionen.



Figur 12: Provtagning för luktanalys. Foto: L. Björnsson.

2.7. ANALYSMETODER

I alla försök mättes TS och VS enligt den standardmetod som innebär ugnstorkning vid 105°C och förbränning vid 550°C (APHA, 2005). Observera att TS-bestämning baserad på ugnstorkning bör användas med försiktighet för prover som innehåller flyktiga ämnen. Detta eftersom ämnen som alkoholer, fettsyror och mjölksyra helt eller delvis förflyktigas vid ugnstorkning, vilket ger underskattning av TS (Kreuger m.fl., 2011). I denna studie används TS därför inte för karaktärisering av prover där höga halter flyktiga ämnen kunde misstänkas.

I torrötningsförsöket mättes pH med en pH-meter PHM210 (Radiometer analytica, Danmark). Gasproduktionen mättes med gasmätare modell Gallus (Itron, USA). Gassammansättningen mättes med en gaskromatograf Varian 3350 (USA). GC-systemet bestod av en Haysep Q 80-100 kolonn, en molekylsikt (5A 45-60) och en termisk konduktivitetsdetektor. Helium användes som bärgas med ett flöde av 12 mL/min och en temperatur på 110°C i injektorn, 70°C i ugnen och 150°C i detektorn. Temperaturen avlästes i gasmätarskåpen och lufttrycket noterades från SMHIs hemsida (<http://www.smhi.se/vadret/vadret-i-sverige/observationer>). Gasvolymen normaliserades för att gälla vid 1 atm. och 0°C, vilket anges som Nm³. COD mättes med Hach Lange LCK 114 och 914 test. Vid mätning av ammonium-kväve centrifugerades proven först och därefter filtrerades vätskefasen genom 0.45 µm polypropylenfilter (VWR International, USA). Koncentrationen av ammonium-kväve analyserades med Hach

Lange LCK 303 test. Koncentrationerna av COD och ammonium-kväve erhöles genom att avläsa testen i en spektrofotometer Lasa 100 (Hach Lange, Tyskland).

Analys av metaller och näringsämnen förutom N utfördes av LMI (Helsingborg). Analyser av ADF-fiber, NDF-fiber, lignin, råfett råprotein, Kjeldahl-N och värmevärde utfördes av Eurofins (Lidköping). För analysmetoder se bilaga 2.

Proven från spårämnesförsöken analyserades för Li på VA-teknik (Institutionen för Kemiteknik, LTH). Den analysmetoden var i enlighet med svensk Standard SS 28150 och gjordes med atomabsorptionsspektrometer (GBC 908 AA).

Luktmätning av porluft gjordes med olfaktometri enligt Miljöstyrelsens vägledning nr. 4/1985 och FORCE Technology metod LU-01-01 baserad på Europeisk standard för luktmätning DS/EN 13.725.

3 RESULTAT OCH DISKUSSION

3.1. RESULTAT AV PLOCKANALYS

I tabell 2 ses resultaten av plockanalysen. Totalt sorterades 14,6 kg. 99 % av detta var organiskt material, resten var felsorterat material. Det felsorterade materialet bestod till största delen av plast. Inget farligt avfall hittades. Materialet höll alltså mycket hög renhet vad gäller andelen organiskt material.

Tabell 2: Resultat av plockanalys.

Fraktion	Vikt (g)	Andel (%)
Organiskt material	14490	99,0
Plast	120	0,82
Sten + inert	10	0,07
Metall	5	0,03
Tyg	10	0,07
Glas	5	0,03
Farligt avfall	0	0,0
Totalt	14640	100,0

3.2. TORRÖTNINGSFÖRSÖK

3.2.1. Metanproduktion/utbyte

En sammanställning av resultaten för metanutbyten i pilotskaleförsöken visas i tabell 3. Som jämförelse visas resultaten från röttningsförsöken i laboratorieskala samt värmevärdet för materialen. In- och utvägda mängder i pilotförsöket samt metanutbytet från rötresten vid rötning i laboratorieskala redovisas också. Samtliga gasvolymen är normaliserade till torr gas vid 0°C och 1 atm, vilket indikeras Nm^3 . Vid omvandling av metanvolym till energienheter används det lägre värmevärdet ($9,97 \text{ kWh/Nm}^3$), liksom för de analyserade värmevärden som redovisas.

Vid rötning i laboratorieskala erhöles som förväntat ett högre metanutbyte för det rena rejektet än för blandningen av rejekt och strukturmateriel. Metanutbytet på 152 Nm^3 per ton våtvikt är i samma storleksordning som vid en tidigare studie, då ett metanutbyte på 141 Nm^3 per ton våtvikt erhöles (Bohn m.fl., 2010). Blandningen av rejekt och strukturmateriel, som innehöll 78% rejekt, hade ett metanutbyte på 112 Nm^3 per ton våtvikt, vilket är så mycket lägre som man kan förvänta sig om man antar att strukturmaterialet var inert.

Tabell 3: Resultatsammanställning metanutbyten och värmevärde. Resultat från försöken i laboratorieskala anges som medelvärde $\pm$ standardavvikelse.

	Rejekt (System A)	Rejekt + strukturmaterial (System B)
Invägd massa (ton)	3,4	2,8
<u>Metanutbyte i pilotförsök</u>		
$\text{Nm}^3/\text{ton våtvikt}$	56	98
$\text{kWh}/\text{ton våtvikt}$	558	977
<u>Metanutbyte i labbförsök</u>		
$\text{Nm}^3/\text{ton våtvikt}$	152 $\pm$ 22	112 $\pm$ 21
$\text{kWh}/\text{ton våtvikt}$	1515 $\pm$ 219	1117 $\pm$ 209
<u>Värmevärde</u>		
$\text{kWh}/\text{ton våtvikt}$	1515	1935
	Rötrest A	Rötrest B
Utvägd massa (ton)	2,4	2,3
<u>Metanutbyte i labbförsök</u>		
$\text{Nm}^3/\text{ton våtvikt}$	72 $\pm$ 4	24 $\pm$ 2
$\text{kWh}/\text{ton våtvikt}$	717 $\pm$ 40	239 $\pm$ 20
<u>Värmevärde</u>		
$\text{kWh}/\text{ton våtvikt}$	741	736

Vid rötning i pilotskala erhöles ett metanutbyte för blandningen av rejekt och strukturmaterial på nära 100 Nm^3 per ton våtvikt. Detta var 89 % av det uppnådda metanutbytet i laboratorieskala, vilket bedöms som rimligt. Vid rötning av enbart rejektet var dock metanutbytet endast 60 Nm^3 per ton våtvikt, eller 37 % av metanutbytet i laboratorieskala (Tabell 3). Detta visar att nedbrytningen i pilotskala fungerat dåligt, materialet var inte nedbrutet i större utsträckning. Detta kan även observeras i en kvarvarande metanpotential på 70 Nm^3 per ton våtvikt i rötresten (system A). Rötresten från rötning av rejekt + strukturmaterial (system B) hade en betydligt lägre metanpotential (24 Nm^3 per ton våtvikt) vilket visar att materialet var mer utrötat. Det var alltså fördelaktigt, för att inte säga nödvändigt, att blanda in strukturmaterial vid rötning av rejekt. Endast rejekt med inblandning av strukturmaterial gav ett fungerande system med denna processutformning i pilotskala.

Omräknat till metanutbyte per ton rejekt som behandlades blandat med strukturmaterial var metanutbytet ca 130 Nm^3 per ton rejekt, vilket var ca 90% av det potential på 141 Nm^3 per ton våtvikt som erhöles i det tidigare projekt (Bohn m.fl., 2010) och 85% av det metanpotential som erhöles för rötning av enbart rejekt i laboratorie (tabell 3).

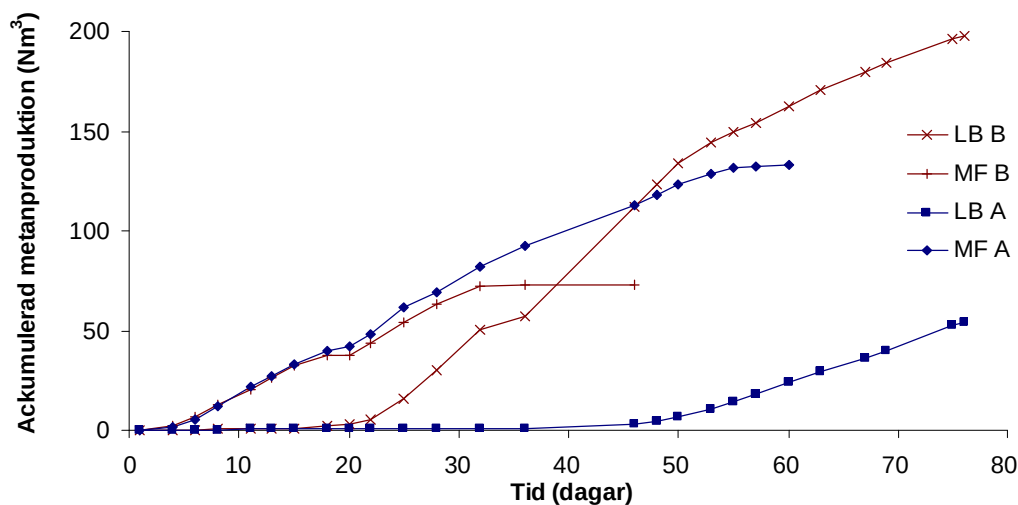
För rejektet motsvarade värmevärdet den energimängd som kunde utvinnas i form av metan vid rötning i laboratorieskala. För blandningen av rejekt och strukturmaterial var värmevärdet i blandningen dubbelt så högt som den mängden energi som kunde utvinnas som metan i pilotförsöket. Värmevärdet för strukturmaterial kan antas vara av samma storleksordning som för grot (grenar och topp) som har ett effektivt värmevärde på 2700

kWh/ton (Nilsson, 1999). Å andra sidan är metanutproduktionen från strukturmaterialet troligen mycket lågt eftersom det till största delen består av lignocellulosa som inte bryts ned i större utsträckning i den anaeroba processen. Dessa egenskaper gör att metanutbytet från blandningen av rejekt och strukturmateriäl bara motsvarar hälften av värmevärdet. Ur en energimässig synpunkt är det viktigt att fastslå nödvändigheten av att tillsätta strukturmaterialet eftersom energin i materialet annars utvinns mer effektivt när det används som biobränsle.

Den restprodukt som uppkom efter rötning av rejekt och strukturmateriäl hade ett betydligt lägre värmevärde än ingående materiäl, bara runt 1/3 av värmevärdet per ton. Rötresten är därför inte en attraktiv produkt för förbränning, utan en integrerad process med vidare förädling av rötresten till en användbar komposterad produkt är viktigt om rejektet ska behandlas i denna typ av torrötningsprocess.

3.2.2. Metanproduktion i tvåstegprocessen

Metanproduktionen från respektive reaktor i tvåstegssystemen visas i figur 13. Vid rötning av endast rejekt producerades 71 % av metanet i metanfiltret. Vid rötning av rejekt uppblandat med strukturmateriäl producerades däremot en större del av metanet (73 %) i lakbäddsreaktorn. Metanfiltren kopplades bort dag 32 vid rötning av rejekt och strukturmateriäl och dag 55 vid rötning av enbart rejekt och därefter avtog metanproduktionen snabbt i dessa reaktorer och biogasproduktionen fortgick i lakbäddsreaktorerna. Man kan här observera att biogasproduktionen ej hade avstannat i lakbäddsreaktorerna när försöken avslutades, således har ej det totala möjliga metanutbytet från de rötade materialen kunnat erhållas. Detta bekräftades också genom den höga restmetanpotentialen som kunde observeras i rötresten (tabell 3). Kring dag 20 observeras en låg metanproduktion i metanfiltren. Detta berodde på elfel (se driftsstörningar avsnitt 2.2.2). Den minskade metanproduktionen i lakbäddsreaktorn i system B mellan dag 32-36 kan eventuellt ha berott på värmeregleringsproblem. Driftsstörningarna som uppstod under behandlingsperioden har uppskattningsvis lett till några dagars förlängd rötningstid. I rötningssystemen har kapaciteten i metanfiltren inledningsvis varit begränsande. Hade en högre organisk belastning kunnat ansättas eller om metanfiltrets reaktorvolym hade varit större i relation till lakbädden så hade en snabbare ombildning av lösta föreningar i lakvätskan och därmed produktion av biogas kunnat erhållas. Detta skulle då ha kunnat leda till att initieringen av biogasproduktion i lakbäddarna skulle ha börjat tidigare och därmed en förkortning av rötningstiden. Det är dock inte troligt att rötningstiden under de undersökta förutsättningarna i lakbädden skulle kunna vara mycket kortare än 2 månader. Minskas rötningstiden mer än så minskas troligen också metanutbytet. I tidigare försök med rötning av restavfall från NSR med samma teknik som i detta projekt var rötningstiden 50 dagar (Opublicerade resultat). I generella beskrivningar av enstegs satsvis torrötning anges uppehållstiden till 4-6 veckor (Nordberg och Nordberg, 2007; Bergh, 2008), men då ympas substratet genom att blanda in rötrest innan materialet lastas in i reaktorn (Bergh, 2008).



Figur 13: Ackumulerad metanproduktion i lakbäddsreaktorer (LB) och metanfilter (MF) vid rötning av rejekt (A) och vid rötning av rejekt och strukturmateriel (B).

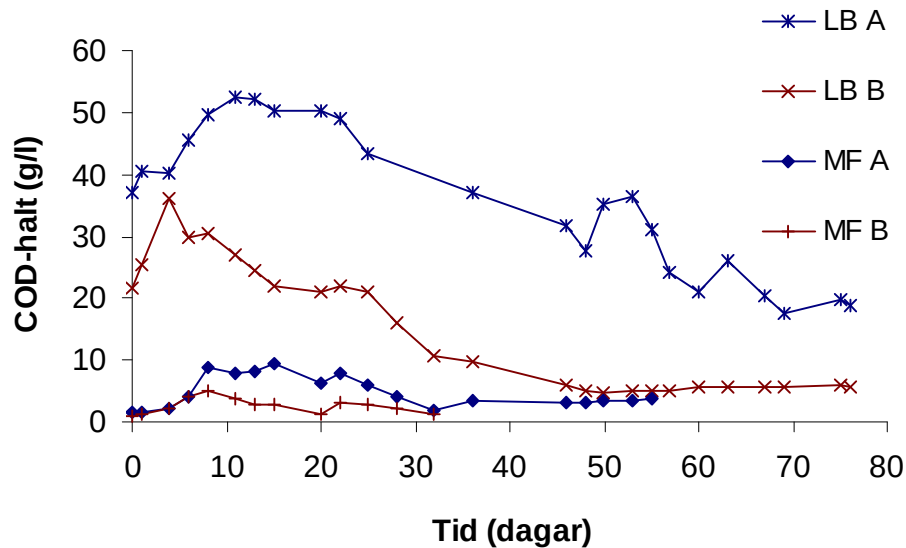
3.2.3. Lakvätskor från lakbäddsreaktorer och metanfilter

COD-halten och pH i vätskan vid rötning av rejekt (system A) speglar den högre mängden lättnedbrytbart organiskt material i detta system och visas i figur 14 och 15. COD-halten i denna lakbäddsreaktor var i början 37 g/l och ökade till 53 g/l dag 11 varefter den minskade successivt till 19 g/l i slutet av försöksperioden. Den ökade något dag 50 och en vecka framåt och detta observerades också visuellt då vätskeprovet blev mer grumligt och fasta partiklar såsom plast och matrester fanns i vätskan. Detta kan bero på en plötslig kollaps av rejektbädden. I detta system frigjordes föreningar till lakvätskan under en längre tid än vid rötning av rejekt och strukturmateriel (system B). pH ökade långsamt från 4,9 och först dag 55 då värdet var 7,1 var pH gynnsamt för metanbildande mikroorganismer och överföring av lakvätska mellan reaktorerna kunde avslutas. pH fortsatte sedan stiga och var 7,6 i slutet av försöksperioden.

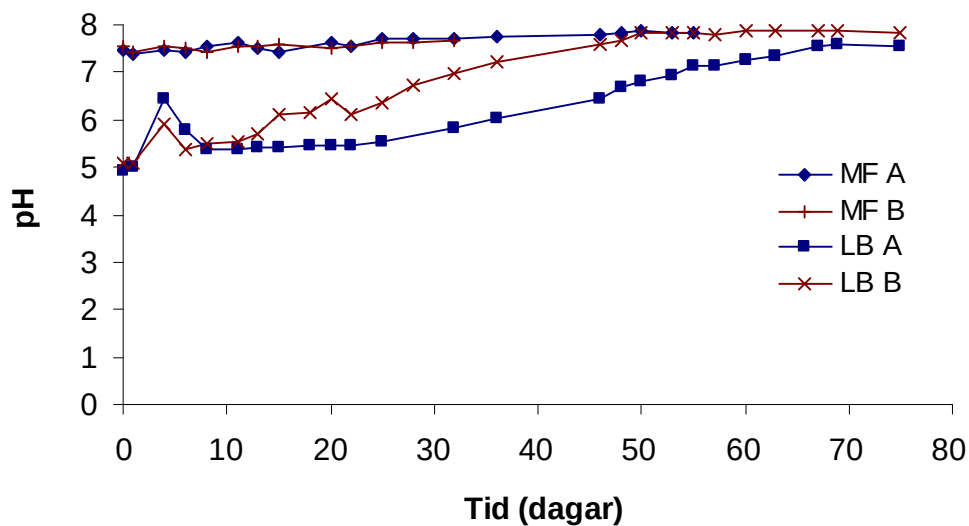
För system B (rejekt och strukturmateriel) var COD-halten 22 g/l i lakbäddsreaktorn inledningsvis, och ökade till maximala 36 g/l dag 4 varefter den minskade till 6 g/l i slutet. I detta systemet stoppades överföring av lakvätska mellan reaktorerna dag 32 när pH var 7,0 och COD-halten var låg (11 g/l) i lakvätskan och metanproduktionen hade kommit igång i lakbäddsreaktorn. Detta visar att hydrolys och solubilisering blivit begränsande, vilket skapar förutsättningar för neutralt pH och metanbildning i lakbädden. Därmed behövdes inte överföring av lakvätska till metanfiltret fortsätta. COD-halten var mellan 5-6 g/l från och med dag 46 till slutet av försöksperioden. pH ökade från 5,1 i början av försöket till 7,0 dag 32 varefter överföring av lakvätska mellan reaktorerna stoppades. pH ökade sedan successivt och var 7,8 i slutet av försöksperioden.

Förhållandena i metanfiltren var gynnsamma för metanproduktion i båda systemen. pH var 7,5-7,8 i båda systemen. COD-halten ökade från 1 g/l till 9 g/l och därefter minskade

den och var mellan 3-4 g/l i metanfiltret vid rötning av rejekt. I metanfiltret i system B (rejekt och strukturmateriel) ökade COD från 1 g/l till 5 g/l dag 8 och därefter minskade den till 1 g/l. Reduktionen av COD-halten i lakväsikan var stor och ombildningen av lösta föreningar till biogas var effektiv i metanfiltren.



Figur 14: COD-halter i lakbäddsreaktor och metanfilter vid rötning av rejekt (A) och rejekt och strukturmateriel (B).



Figur 15: pH i lakbäddsreaktor (LB) och metanfilter (MF) vid rötning av rejekt (A) och rejekt och strukturmateriel (B).

Ammoniumkvävehalten var 1,3 g/l i metanfiltret i system A (rejekt) och 0,9 g/l i metanfiltret i system B (rejekt och strukturmateriel) när systemen startades upp (tabell 4). Ammoniumkvävehalten ökade under processens gång och var 1,6 g/l i lakväsikan i

laktbäddreaktorn i system A och 1,4 g/l i laktbäddreaktorn i system B (tabell 5). En ökning av löst kväve förväntas då rejekt innehåller kväveinnehållande ämnen såsom proteiner. Dessa mineraliseras i biogasprocessen, vilket leder till att ammonium frigörs. Vid återanvändning av laktväska måste man ha i åtanke att ackumulation av ammoniumkväve kan uppnå inhiberande nivåer efter ett antal satsvisa körningar.

Tabell 4: Ammoniumkvävehalter i metanfilter vid processtart.

	NH ₄ ⁺ -N (g/l)
MF A (rejekt)	1,3
MF B (rejekt och strukturmateriel)	0,9

Tabell 5: Ammoniumkvävehalter i laktbäddreaktorer i slutet av försöksperioden.

	NH ₄ ⁺ -N (g/l)
LB A (rejekt)	1,6
LB B (rejekt och strukturmateriel)	1,4

3.2.4. Tömning av laktbäddar

Laktbäddsburar och rötat materiel vid tömning av systemen visas för rötning av enbart rejekt i figur 16 och 17 och för rötning av rejekt och strukturmateriel i figur 18. Mängd utvägd rötrest från laktbäddreaktorerna var 2,4 ton för rejekt och 2,3 ton för rötning av rejekt och strukturmateriel. TS-halten anges ej för rötresterna eftersom de delvis var ofullständigt nedbrutna, och därmed innehåller flyktiga ämnen (alkoholer, fettsyror, mjölksyra) som förflyktigas vid torkning. Detta ger en betydande underskattning av TS-halten vid ugnstorkning, vilket ger följdfel (överskattningar) i TS-relaterade metanutbyten. Höjden av laktbädden sjönk från 145-148 cm till 65-80 cm höjd vid rötning av rejektet. Vid rötning av rejekt blandat med strukturmateriel sjönk laktbädden från 143-148 cm till 74-82 cm höjd.

När laktbäddreaktorn med endast rejekt öppnades observerades att rejektmaterielet hade börjat röra på sig och kleggade ner väggar och bur. En sörja av halvnedbrutet materiel fanns i botten av reaktorn (figur 16). Vid några tillfällen gick det inte att ta ut vätskeprov ur reaktorn, det tros vara pga att bädden blev för kompakt så att ingen vätska kunde passera genom bädden eller att provtagningsventilen satt igen. Liknande problem uppstod ej i det andra systemet där strukturmateriel hade blandats in. Där återfanns endast en mycket liten del av det fasta materielet utanför korgen.

Laktbäddreaktorn tömdes på vätska innan den öppnades och efter rötning av rejekt uppmättes volymen av vätska till 1,4 m³ med en COD-halt på 19 g/l. I botten av reaktorn fanns en tjockare sörja med en volym på 0,7 m³. Efter rötning av rejekt och strukturmateriel tömdes en vätskevolym på 1,1 m³ ur laktbäddreaktorn och dess COD-halt var 6 g/l. Vätskevolymen i botten av reaktorn var 0,7 m³ och antogs ha samma COD-halt.

Rötresten i system A med bara rejekt var inte så väl utrötat. Förutom att det är tydligt utifrån resultaten på metanutbyten kunde det kännas på lukten. Rejektet hade även till stor del en ljusare färg efter rötning, vilket antas bero på sämre utrötningsgrad (figur 17). Rötresten efter rötning av rejekt och strukturmateriel hade en behagligare lukt, och en större del av materialet var svartare, se figur 18.



Figur 16: Rötrest i lakbäddsreaktor och sörja i botten efter avslutad rötning av rejekt.
Foto: L. Björnsson.



Figur 17: Rötrest från rötning av rejekt. Foto: L. Björnsson.



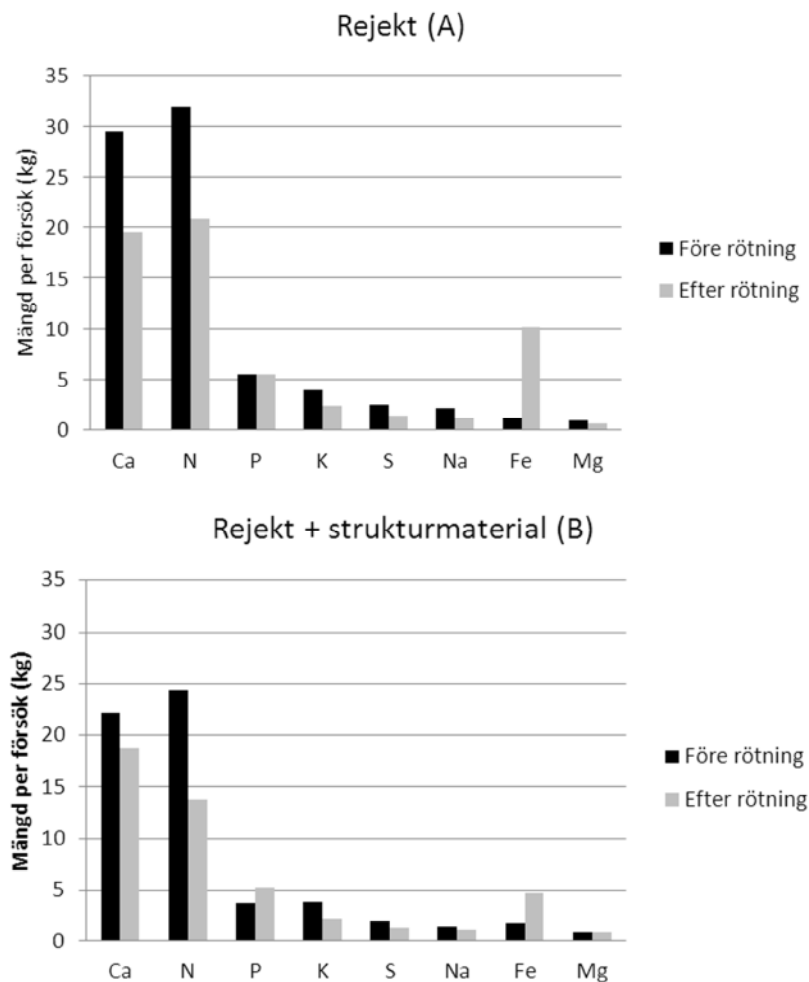
Figur 18: Rötrest från rötning av rejekt blandat med strukturmateriel. Foto: M. Murto och L. Björnsson.

3.2.5. Mineraler i rejekt och rötrest

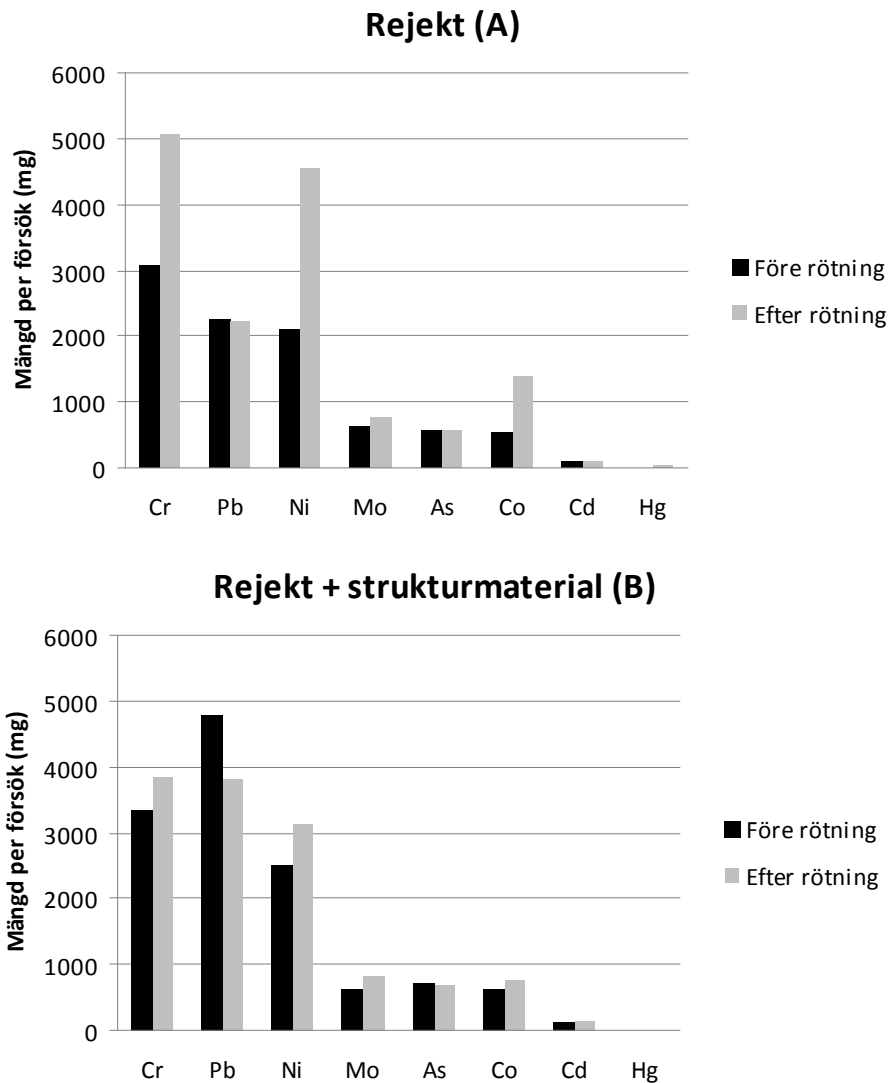
Halterna av makro- och mikromineraler mättes i materialen före rötning. Efter rötning mättes halterna i de fasta rötresten som togs vidare till kompostering. Figur 19 och 20 visar den totala mängden av varje ämne som fanns i materialet vid försöksstart samt vilken mängd som återfanns i den fasta rötresten vid avslutat försök. Det som kan pekas ut är att i den fasta rötresten återfinns en mindre andel av ämnen som N och K, vilka typiskt går i lösning när materialet översilas med vätska (figur 19). Kalium på grund av sin lösliga karaktär, kväve genom den mineralisering till lösligt ammoniumkväve som sker som en del i den anaeroba nedbrytningen. Detta ska beaktas dels vid tanke på

mängden potentiellt intressanta näringsämnen i rötresten, dels vid tanke på systemets processvätska, som om den återanvändes skulle ackumulera ämnen som K, N och Na.

Att ämnen som Fe, Cr och Ni ökar i mängd (figur 19 och 20) är ett fenomen som även tidigare observerats i denna typ av försök (Lehtomäki och Björnsson, 2006), och beror på att de löses ut från ståltankarna under processens gång. De tillförs alltså från reaktorn, och ju lägre pH ju högre mängder frisätts från reaktorns stål, vilket stämmer med att högre mängder tillkommit vid rötning av enbart rejektet där pH var lägre under en längre tid under försökets gång (figur 15). Halterna av dessa ämnen när de analyseras rötresten är alltså inte rättvisande eftersom de till del inte funnits i rejekt/strukturmaterial från start. Detta är speciellt viktigt att observera för de oönskade tungmetallerna Ni och Cr i rötresten. För rejektet är det bara 46 % av mängden Ni och 61 % av Cr som finns i det analyserade materialet före rötning. För rejekt och strukturmaterial är motsvarande siffror 80 % för Ni och 87 % för Cr (figur 20).



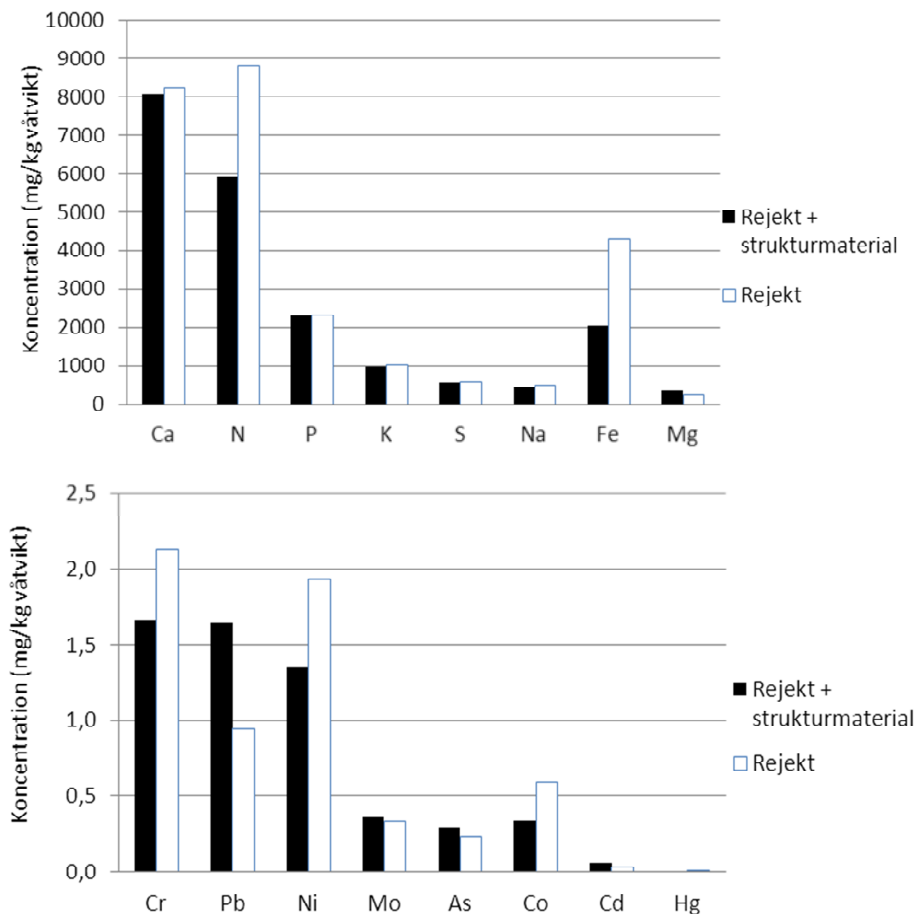
Figur 19 Mängderna av makromineraler (kg) före och efter rötning i de två pilotförsöken.



Figur 20: Mängderna av mikromineraler (mg) före och efter rötning i de två pilotförsöken .

De uppmätta koncentrationer av metaller i rötresten som anges i figur 21 kan antas vara överskattade i motsvarande omfattning för Ni och Cr. Det skulle innebära att halterna i rötresten istället för vad som visas i figur 21 skulle ligga på 1,4 mg/kg (rejekt + strukturmateriäl) respektive 1,3 mg/kg (rejekt) för Cr samt på 1,1 respektive 0,9 mg/kg för Ni. Observera att halterna här anges per våtvikt av materialet. Detta eftersom TS bör användas med försiktighet då provet innehåller flyktiga ämnen. TS uppmätt genom ugnstorkning ger då underskattade värden, vilket skulle ge överskattade koncentrationer om de angavs per vikt TS. Halten flyktiga ämnen bestämdes ej för rötresterna, men att halten flyktiga fettsyror var hög, speciellt i rötresten från rötning av rejekt, vilket kunde kännas på lukten vid tömning, och ses på den höga halten organiskt material i lakvätskan vid avslutat försök (figur 14).

Att halten bly är högre i materialet med strukturmateriel stämmer med analyserna av trädgårdsavfall (tabell 8) som visar att detta avfall har högre halter av denna tungmetall än rejekt (bilaga 1).



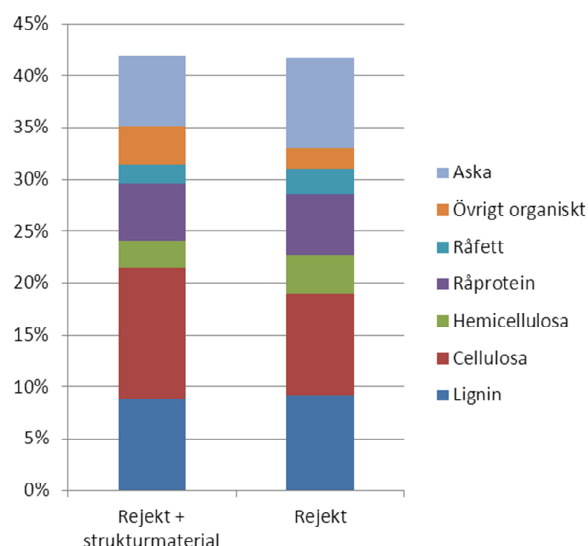
Figur 21: Koncentrationerna av relevanta näringsämnen (övre grafen) och oönskade tungmetaller (nedre grafen) för rötresten från de två pilotförsöken.

3.2.6. Teoretisk metanpotential

Rejektet och blandningen av rejekt och strukturmateriel analyserades för sammansättning av råfett, råprotein samt fiber som ADF (acid detergent fiber); NDF (neutral detergent fiber) och lignin. Baserat på denna typ av fiberanalys antas halten ADF-lignin representera cellulosa, och NDF-ADF utgöras av hemicellulosa. Den del av TS som inte omfattas av någon av de analyserade parametrarna anges som övrigt organiskt. I figur 22 anges materialens sammansättning som procent av våtvikt. Dessa analyser antogs kunna ligga till grund för en teoretisk beräkning av metanutbytet samt visa vilka fraktioner som bryts ned i rötningen i pilotskala. Analysresultaten stämde dock inte överens med vad som var förväntat. Till exempel borde halten av lignin vara högre i blandningen av rejekt

och strukturmateriel i förhållande till enbart rejekt och beräkning av teoretisk metanpotential utifrån resultaten stämde inte med resultaten från rötning i laboratorieskala (se nästa stycke). Felet kan vara orsakat av att provmängden som analyserades var mycket liten, 1-2 g, och provmaterialet var mycket heterogent. En lärdom är därför att provtagningen för denna analys skulle ha genomförts på ett helt annat sätt. Nedan visas resultaten av analysen av ingående material samt de beräkningar som gjordes baserat på dessa resultat. Detta som ett exempel på vad som var tanken med genomförda analyser. Resultaten används dock inte för vidare utvärdering i denna studie.

Materialets metanpotential beräknades utifrån analysen av sammansättning. Baserat på antaganden om kemisk sammansättning av fett motsvarande $C_{57}H_{104}O_6$ och protein $C_5H_7NO_2$, ett antagande om att lignin inte är anaerobt nedbrytbart samt att allt övrigt organiskt utgjordes av stärkelse har det teoretiska metanutbytet beräknats med den så kallade Buswells formel (Symons och Buswell, 1933). Metanutbytet blir då 122 Nm^3 per ton våtvikt för rejekt plus strukturmateriel och 118 Nm^3 per ton våtvikt för rejektet. Detta stämmer inte med förväntat resultat, ej heller med det experimentellt bestämda maximala metanutbytet i laboratorieskala, som ligger på 152 Nm^3 per ton våtvikt för rejektet, 112 Nm^3 per ton våtvikt för rejekt plus strukturmateriel. Halterna av råfett respektive råprotein stämmer väl överens med de halter som tidigare erhållits vid analys av rejekt; 2,4 respektive 5,6 % av våtvikten (Bohn m.fl., 2010). Analys av råprotein är dock en mycket grov skattning av proteinhalten baserat på kvävebestämning, och även den skattning av fiberinnehållet som erhålls när ADF/NDF-metoden används ger ett ungefärligt resultat. De får dock båda stort genomslag på resultatet för den beräknande metanpotentialen. Dessutom misstänks alltså det uttagna provet inte ha varit representativt. Beräknade teoretiska metanpotentialer används därför inte vidare i denna studie som jämförelsetal vid utvärdering av resultaten, utan det metanutbyte som erhållits i laboratorieförsök anses lämpligare att använda som tak för vad som kan uppnås i praktiska försök.

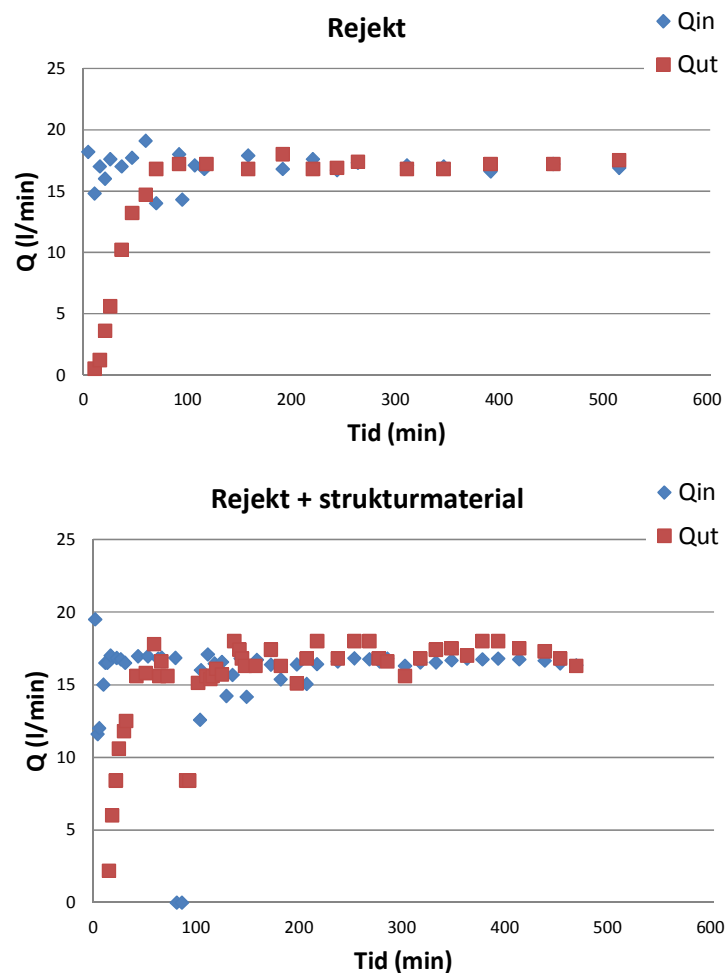


Figur 22: Sammansättning av de undersökta materialen. Analysvärden stämmer inte med vad som förväntades.

3.3. SPÅRÄMNESFÖRSÖK

3.3.1. Uppfuktning

Figur 23 visar hur uppfuktningen av försöksbädden utvecklades för de båda försöken. Vid försöken var målet att sätta inflödet till 17 l/min. Av figur 20 framgår det att inflödet var relativt konstant under båda försöken, med viss variation mellan ca 15 och 20 l/min. Steady-state uppnås då utflödet (Q_{ut}) är lika stort som inflödet (Q_{in}). Figur 23 visar att steady-state uppnåddes i försöket med rejekt efter cirka 70 minuter (överst) och för försöket med rejekt och flis efter cirka 60 minuter (nederst). Skillnaden i tid för att nå steady-state för de båda försöken var således cirka tio minuter. En störning i inflödet vid försöket med rejekt och strukturmateriel efter cirka 90 minuter gav en tydlig respons i utflödet (figur 23).



Figur 23: Uppfuktning av försöksbädden för de båda försöken.

3.3.2. Spårämnesförsök

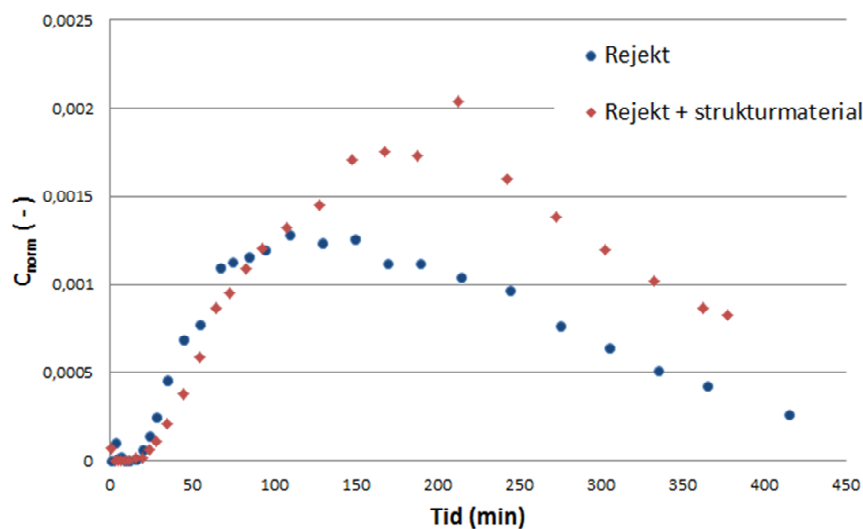
Figur 24 visar genombrottskurvorna för de båda försöken. På y-axeln visas normaliserad koncentration ($C_{norm} = C_{ut} - C_{bakgrund} / C_{puls}$) av litium i utflödet och på x-axeln tid (min) efter att spårämnespulsen applicerades på ytan, där C_{ut} är koncentrationen i utgående vatten, $C_{bakgrund}$ är bakgrundskoncentrationen i utgående vatten före spårämnesförsöket, och C_{puls} är koncentrationen i spårämnespulsen.

I tabell 6 sammanfattas information om spårämnesförsöken. Försöksbäddens volym var cirka 5,2 m³ med en materialdensitet före uppfuktningen på cirka 0,618 respektive 0,502 ton/m³. Spårämnesförsökens varaktighet var 415 respektive 378 minuter och medelflödet var 17,1 och 16,2 l/min i de båda försöken. Koncentrationerna i litiumpulserna var 429 respektive 411 mg/l och bakgrundskoncentrationerna mättes till 0,026 och 0,008 mg/l för respektive försök.

Tabell 6: Information om försöksupställningarna och spårämnesförsöken

Försök	Försöks- volym m ³	Densitet före uppfuktning ton/m ³	Varaktighet min	Medel- flöde l/min	Li - C _{pulse} mg/l	Li - C _{bakgrund} mg/l
Rejekt	5,2	0,618	415	17,1	429	0,026
Rejekt och struktur- material	5,2	0,502	378	16,2	411	0,0075

De två försöken uppvisar olikheter i det hydrauliska beteendet. Av figur 24 framgår det att toppvärdet för genombrottskurvorna är olika höga och uppträder vid olika tidpunkter. Försöket med rejekt visar ett lägre och tidigare toppvärde, den normaliserade toppkoncentrationen är 0,00128 (-) och tidpunkten för toppvärdet 110 min. För försöket med rejekt och strukturmateriäl är motsvarande värden, 0,00175 (-) respektive 168 (min). Vid det andra försöket finns även ett enstaka värde som ligger utanför genombrottskurvan. Det toppvärdet kan eventuellt representera någon form av heterogenitet i flödesmönstret. I tabell 7 sammanfattas resultaten av spårämnesförsöken.

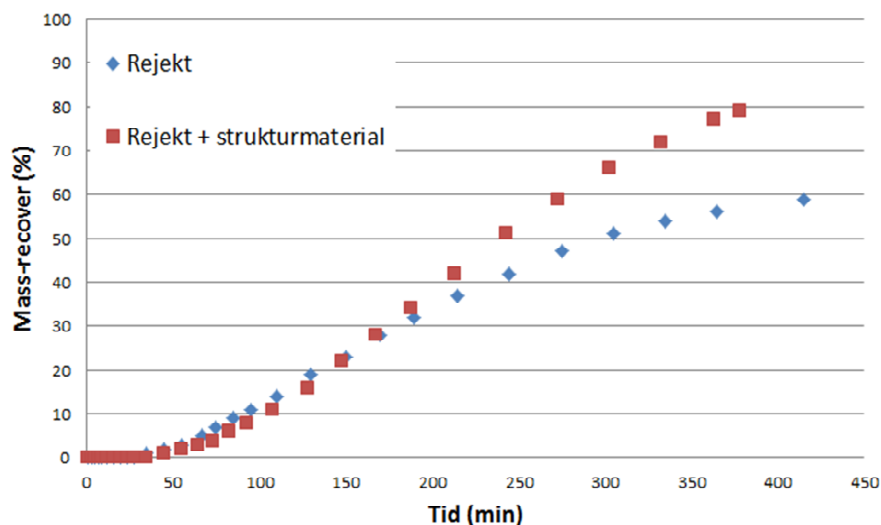


Figur 24: Genombrottskurvor för båda försöken

Figur 25 visar mass-recover för de båda spårämnesförsöken, där skillnaderna som man kan se i genombrottskurvorna även syns som skillnader i mass-recover av litium. Det andra försöket (rejekt + strukturmaterial) visar högre mass-recover, nästan 80 procent då försöket avslutades, medan motsvarande värde för försök med endast rejekt var nästan 60 % (figur 25 och tabell 7).

Tabell 7: Sammanfattning av huvudresultaten från spårämnesförsöken

Försök	Fukthalt under spårämnesförsöket (volym-%)	Normaliserad toppkoncentration (-)	Tidpunkt för toppkoncentration (min)	Mass-recover Litium (%)
Rejekt	0,54	0,00128	110	59
Rejekt och strukturmaterial	0,38	0,00175	168	79



Figur 25: Mass-recover för de båda försöken

Resultaten från de båda spårämnesförsöken är generellt robusta och man kan därför utgå från att resultaten är pålitliga, inte minst den höga mass-recovern indikerar att spårämnesförsöken var lyckade. Resultaten av spårämnesförsöken och de förberedande uppfuktningsförsöken visar tydligt att de två materialen har olika hydrauliska egenskaper. Generellt kan man konstatera att försöket med rejekt och strukturmateriel uppvisar en mer homogen flödesbild eftersom försöket visar en relativt symmetrisk genombrottskurva (normalfördelad) och ett större mass-recover jämfört med vad som uppnåddes med enbart rejekt vid samma tid. Den normalfördelade genombrottskurvan och den höga mass-recovern tolkas som ett mer homogent flöde genom försöksbädden där en, relativt sett, större del av spårämnespulsen transporteras som ett så kallat pluggflöde. På samma sätt kan man konstatera att resultaten från spårämnesförsöket i endast rejekt uppvisar en sned genombrottskurva (lognormal) med en snabb stigning till toppkoncentrationen och därefter en lång svans. Dessa resultat tolkas som att en del av spårämnespulsen passerar genom flödesbädden som så kallat kanalflöde i större porer, medan andra delar av pulsen rör sig långsammare genom finare porsystem i materialmatrisen.

I tidigare studier av hydrauliska egenskaper för avfall har ofta betydligt mer heterogena flödesegenskaper konstaterats för avfall. Dessa studier har utförts på såväl färskt som relativt väl nedbrutet avfall, i labb- och pilotskala (t.ex. Rosqvist och Bendz, 1999, och Rosqvist och Destouni, 2000). Att resultaten som redovisas i denna studie visar på ett mer homogent flöde är intressant och visar att det finns möjligheter att genom materialinblandningar manipulera avfallsmaterial för att påverka de hydrauliska egenskaperna och därmed påverka möjligheterna till mer effektiv nedbrytning av organiskt avfall.

3.4. KOMPOSTERING

3.4.1. Komposteringsprocess och hygienisering

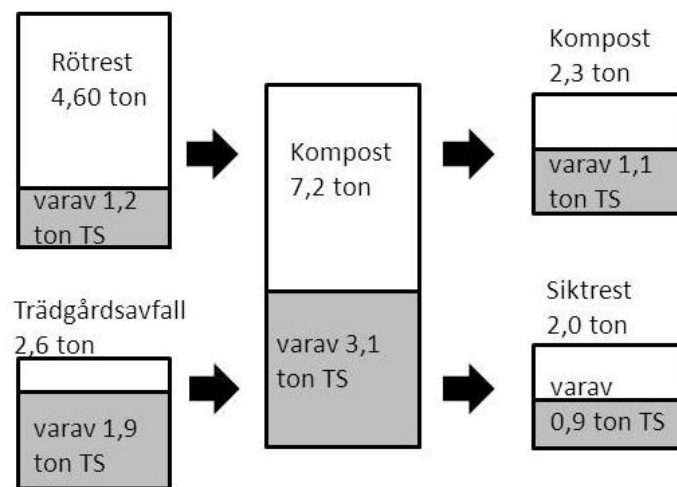
Komposten hade en volym på mellan ca 8 m³ (dag 7 efter tillsats av trädgårdsavfall, se nedanför) och ca 6,5 m³ (efter sista vändning dag 72). Komposten gick ca 3 m ut från hörnan av silon vid marken och 1,2 m ut från hörnan överst (se bild figur 26). Höjden på komposten var mellan 1,4 och 1,9 m. Totalt komposterades 7,2 ton rötrest och trädgårdsavfall. Vid siktning var vikten av komposten totalt 4,3 ton. Efter siktning genom 15 mm såll var vikten av siktat kompost 2,3 ton och vikten av siktresten 2,0 ton (Figur 27). Genom komposteringsprocessen minskade mängden material med 40%, Mängden TS minskade med 35%.



Figur 26: Bild på komposten dag 33

Figur 28 visar resultaten för temperaturen i komposten. Resultatet visas som det genomsnittliga värdet för de två översta mätpunkterna (uppe) och de två nedersta mätpunkterna (nere).

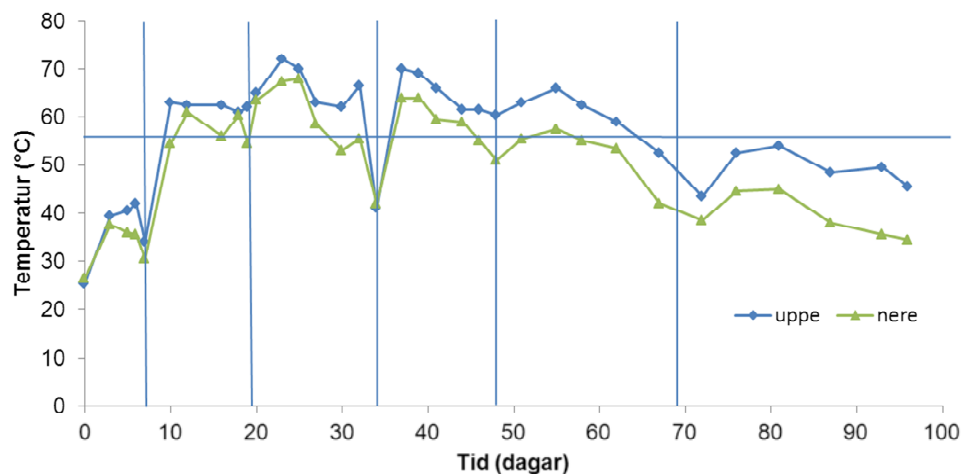
Vid försöksstart var förhållandet mellan rötrest och trädgårdsavfall ca 3:1. TS i denna blandning var 32% (se bilaga 3 figur 2 för TS-värden). Detta visade sig vara för lite trädgårdsavfall för att en komposteringsprocess skulle starta. Temperaturen steg bara till ca 40°C och syrekonzentrationen minskade successivt. Efter att mera trädgårdsavfall tillfördes dag 7 var förhållandet mellan rötrest och trädgårdsavfall 1,8:1 och TS i blandningen var 40%. I denna blandning blev det snabbt en ökning av både temperatur och syrehalten (Figur 23, bilaga 3, figur 1).



Figur 27: Flöden av material i komposteringsprocessen

Enligt SPCR 152 är kravet till hygienisering för en öppen kompost att komposten uppnår minst 55°C i 7 dygn i 3 perioder, där komposten vänds mellan perioderna. Komposteringen utfördes med målet att uppnå detta. Vändning av komposten skedde därför när temperaturen hade varit över 55°C i 7 dygn. Temperaturen nere var lägre än temperaturen uppe, sannolikt för att luft dras in från botten när värmen stiger upp. Samtidigt var syrekoncentrationen högre i botten vilket stödjer denna förklaring (Se bilaga 3, figur 1). Ändå var temperaturen vid botten minst 55°C i minst 7 dagar i 3 perioder mellan vändningar: Dag 12-18, dag 20-27 och dag 37-47 (figur 28). Temperaturen högre upp var över 60°C vid alla mättillfällen i perioden dag 10-59 utom i en mätning som gjordes bara några timmar efter att komposten hade vänts. Kravet till hygienisering blev uppnått trots att komposten var så liten. En del av förklaring till att aktiviteten i komposten var så bra var troligen att rejektet från rötörförsöket med enbart rejekt var dåligt omsatt och innehöll mycket lätt-nedbrytbart material. Hela rötresten komposterades dock i en kompost eftersom komposten annars hade blivit allt för liten. Om metoden med torrrotning och kompostering kommer att tillämpas kommer utgångsmaterialet troligen enbart att bestå av rötrest motsvarande den från systemet med rejekt och struktur som var mycket mer omsatt. I en fullskalig kompost är materialet dock mycket bättre isolerat så även i denna situation borde det vara möjligt att uppfylla kravet om hygienisering.

Efter 4:e vändning steg temperaturen inte lika mycket i komposten, och komposten vändes därefter inte lika ofta. Komposten vattnades inte under försöket eftersom det bedömdes att det hade regnat tillräckligt under sommaren (se statistik för regnmängder på NSR i bilaga 3, figur 3). Efter dag 7 när extra trädgårdsavfall var tillsatt ökade TS i komposten successivt intill den var ca 50% dag 34. Efter denna dag var TS ganska konstant (se analysresultat i bilaga 3, figur 2).



Figur 28: Resultat för temperatur i komposten. Punkter är genomsnitt av värden i de två översta och de två nedersta mätpunkterna. Lodrätta streck indikerar vändning av komposten. Vågrätt streck indikerar 55°C.

3.4.2. Kvalitet av komposten

För att komposten ska kunna användas måste kraven på halter av metaller och synliga orenheter från SPCR 152 uppfyllas. Halt av tungmetaller och näring i komposten visas i tabell 8. För alla material har halterna angivits i mg per kg TS för att kunna jämföras med riktvärdena och för att kunna jämföra de olika materialen. TS-bestämning för rötresten ger dock troligtvis underskattade värden eftersom detta material innehåller flyktiga ämnen (se avsnitt 2.7), vilket ger överskattade TS-relaterade metallhalter. Alla värden för tungmetaller i den siktade komposten ligger under riktvärdet, och uppfyller därmed kraven. Halter av P, K, NO₃-N och NH₄-N motsvarar halter av vanlig kompost producerat från matavfall och trädgårdsavfall (RVF Utveckling 2005). Halten av synliga föroreningar är något högre än riktvärdet (tabell 9). De synliga föroreningarna bestod av mjukplast, hårdplast och glasbitar. Plasten är problematisk eftersom den syns tydligt i den siktade kompost. Glasbitarna syns inte lika mycket men väger tungt i analysen. Sällning på 15 mm såll var alltså inte tillräckligt för att sortera bort orenheterna, eftersom dessa består av ganska små partiklar. Vid sällning bedömdes komposten dock vara för blöt för att kunna gå igenom ett 10 mm såll.

Tabell 8: Analysvärden på rötrest, trädgårdsavfall och kompost jämfört med kraven enligt SPCR 152

	Rötrest ¹	Trädgårds- avfall ²	Siktad kompost	Max. värde enligt SPCR 152
mg/kg TS				
Pb	5,2	17,5	51	100
Cd	0,18	0,28	0,48	1
Cu	32	20	60	600
Cr	7,7	6,5	18	100
Hg	<0,02	0,065	0,072	1
Ni	6,6	5,7	9,7	50
Zn	106	106	248	800
mg/kg TS				
P	9351	1413	4750	
K	3994	3698	4320	
NO ₃ -N		5	156	
NH ₄ -N		424	13	
% av TS				
N (kjeldahl)	3,69	0,89	1,41	

¹: Viktat genomsnitt av innehåll i rötrest från rötning av rejekt och rötrest från rötning av rejekt och strukturmateriäl.

²: Viktat genomsnitt av halter i material tillsatt dag 0 och dag 7

Trots att halten av tungmetaller var lägre än riktvärden för kompost var halterna ganska höga. I figur 29 visas från vilket material tungmetallerna kommer från och hur mycket som återfanns i den siktade kompost. Eftersom värden baseras på endast en analys är de ganska grova uppskattningar, men det är ändå tydligt att tungmetallerna i stor grad härstammar från trädgårdsavfallet och i mindre grad från rejektet, speciellt för Pb. För Cr och Ni är det även beräknat hur mycket av dessa tungmetaller som kan tänkas ha lakat ut från stålet i pilotskalareaktorer (se avsnitt 3.2.5), men bidraget från trädgårdsavfall är ändå det som gör att tungmetallhalterna i komposten blir höga. Halterna av Ni, Cr och Pb i den siktade komposten är högre än vad man kan förvänta eftersom en del av tungmetallerna borde finnas i siktresten. Värdet av Pb är orimligt högt och måste bero på ett analysfel eller att det är skett en förorening av komposten under komposteringsprocessen.

Tabell 9: Resultat av analys av synliga orenheter i siktad kompost

Prov	Synliga föroreningar 2 mm % av TS	Typ av föroreningar
1	0,52	Mjukplast, glasbitar, hårdplast
2	0,56	Mjukplast, stor glasbit, mindre glasbitar
Max. värde enligt SPCR 152	0,5	



Figur 29: Bidrag från rejekt, strukturmaterial, trädgårdsavfall och urlakning av metal från ståltankar i pilotreaktorn i förhållande till halter i den siktade kompost.

3.4.3. Återvinning av näringsämnen

Eftersom ett syfte med att behandla rejektet biologiskt skulle vara att näringsämnen återvinns är det intressant hur mycket av näringen som återfinns i den siktade komposten. I tabell 10 visas resultatet av beräkningar av halter av näringsämnen i materialen använda i försöket. Värden är dock något osäkra eftersom analysresultaten som ligger till grund för beräkningarna har en viss osäkerhet. Till exempel visar resultaten att P ökar med 20 % under rötningsprocessen vilket måste bero på analysosäkerhet. Beräkningarna ger ändå en uppfattning av hur mycket av näringen som förloras vid hanteringen. I rötningsförsöket minskar mängderna av N och K i den fasta rötresten med 40%. Eftersom torrrotningssystemet är slutet förloras dessa näringsämnen inte, men ackumuleras i processvätskan. Vid kompostering minskar mängden av N med 70 % och P och K minskar med 60 %. En del av kvävet mineraliseras och avdunstar. En del av näringen finns dessutom troligen kvar i siktresten (denna analyserades inte) som utgör nära hälften av det komposterade materialet. Siktresten kan återanvändas vid kompostering och därmed hålla näringen i siktresten kvar i processen.

Tabell 10: Näringsämnen i ursprungsmaterial och siktat kompost

	N	P	K	material
		kg		ton
Tillfört röt försök				
Rejekt	52,1	9,0	6,5	5,5
Struktur	4,1	0,2	1,3	0,6
Totalt tillfört röt försök	56,2	9,2	7,8	
Totalt ut från röt försök	34,5	10,8	4,6	4,7
Tillfört kompostering				
Rötat rejekt + struktur	34,5	10,8	4,6	4,7
Trädgårdsavfall	17,2	2,7	7,2	2,6
Totalt tillfört kompostering	51,7	13,6	11,8	
Totalt kvar i siktad kompost	16,3	5,5	5,0	2,4

3.5. ANALYS AV PORLUKT

Resultat från analys av porluktkoncentration är angett i tabell 11. Resultaten visas som LE/m^3 om de korrigerats med en känslighetsfaktor och som OU_E/m^3 där ingen korrektion är gjord, vilket är i enlighet med europeisk standard (Force Technology 2011). Resultaten visas i båda enheter eftersom olika referenser anger resultaten i olika enheter. Dessutom är det angett hur personerna i luktpanelen upplevde lukten.

Resultaten visar ett tydligt samband mellan lukt och behandlingsgrad. För rötresten är det tydlig skillnad på rötresten från rötning av rejekt och rötning av rejekt och strukturmateriäl. I systemet med tillsatt strukturmateriäl, där rötningen fungerade bra, var också porlukten mindre än i rötresten från systemet med enbart rejekt. Skillnaden i porluktkoncentration i rötresten från de två systemen motsvarade upplevelsen av lukt vid tömning av lakbädderna (avsnitt 3.2.4). Lukten minskade dessutom när materialet komposterades och efter siktning av komposten var porlukten mycket låg.

När porluktkoncentrationer har uppmätts i komposterat matavfall har koncentrationen legat i storleksordningen $10\,000\text{ OU}_E/\text{m}^3$ för väl omsatt kompost (Sundberg och Jönsson 2008). Porluktkoncentrationen i rötresten för försöket med rejekt och struktur motsvarar detta värde.

Rönnols och Axenhamn (2008) beskriver lukt från t.ex. matavfall som måttligt luktande och bedömer luktstyrkan till $1\,000\text{--}5\,000\text{ LE/m}^3$. Utsläpp i storleksorden $50\,000$ luktenheter beskrivs som källor med stor luktpotential och rötrest från en våtrötningsproces antas att ha ett utsläpp på $3\,000\text{ LE/m}^3$. Utsläpp av $300\text{--}500\text{ LE/m}^3$ anses acceptabelt för luft från behandlingsanläggningar. Detta värde uppnås i komposten efter 3 månaders kompostering. För rötresten och färsk kompost kan lukt inte uteslutas. Porlukten är dock ett mått på materialens luktpotential och inte luktutsläpp. För att mäta detta hade man behövt ta prov på ett annat sätt, men troligen hade värden då underskattats eftersom så små mängder materiäl hanterades i försöket.

Enligt denna studie är luktpotentialet i väl omsatt rötrest inte större än i kompostblandningen vid kompostering av matavfall. För att vara helt säker på att undvika luktproblem kan det vara nödvändigt att hantera rötresten inomhus och kompostera rötresten inomhus tills aktiviteten i komposten har minskat något. Misslyckas röttningsprocessen t.ex. för att strukturen i materialet är för dåligt ökar risken för lukt i materialet.

Tabell 11: Resultat från analys av porlukt

Material	Luktkoncentration		Luktkaraktär	TOC mg C/m ³
	OU _E /m ³	LE/m ³		
Rötrest rejekt	16 000	12 000	medicin, rутten, kemisk, tandkräm	1200
Rötrest rejekt+struktur	9 200	6 600	tandkräm, dammigt, kemisk	8200
Kompost, 2:e vändning, punkt 1	9 600	9 600	Kemisk, ved, parfym	6
Kompost, 2:e vändning, punkt 2	4 600	4 600	tallbarr, tvättmedel, kemisk, parfym	2
Siktat kompost	390	300	Sötaktig, kemisk	3
Siktrest	330	360	Sötaktig, lite rutten	3

4 SLUTSATSER

Metanutbytet i pilotskala för blandningen av rejekt och strukturmateriel blev 100 Nm³ per ton blandning eller 130 Nm³ per ton behandlad rejekt. Detta är ett mycket bra metanutbyte jämfört med vad som erhållits vid försök i laboratorieskala i både denna och tidigare genomförda studier. Rötningstiden vid satsvis rötning under de förutsättningar som undersöktes bör dock vara runt två månader för att uppnå metanutbytet och minimera riskerna för lukt.

Spårämnesförsöken visade att lakbädden av rejekt och strukturmateriel gav ett mer homogent flöde av vätska genom bädden jämfört med lakbädden bestående av endast rejekt, där vätskan i större utsträckning rörde sig snabbt i form av kanalflöde i större porer och mer långsamt i finare porsystem i materialmatrisen. Spårämnesförsöken visar således att det är möjligt att manipulera vätskeflödet genom lakbädden genom inblandning av strukturmateriel, vilket effektiviserar utrötningen av organiskt materiel. Under rötningssprocessen i pilotförsöken resulterade rötning av enbart rejekt i en bädd där igensättningar tidvis gjorde genomflödning omöjlig och där materialet skapade igensättning av rör och pumpar. Att blanda upp rejektet med strukturmateriel (22 viktsprocent) gjorde att rötning i fast lakbädd kopplad till ett metanfilter blev möjlig under de förutsättningar som undersöktes i denna studie. Avfallet var här staplat till en höjd av 1,5 meter, och översilades med vätska med ett snittflöde av 16 liter per minut. Spårämnesförsöket visade skillnaden på lakbäddernas egenskaper från början av rötningssprocessen och är därmed användbart för att ge en indikation av om ett materiel är lämpligt att röta i en lakbädd.

Kompostering av rötresten blandat med trädgårdsavfall fungerade bra och kraven för hygienisering enligt SPCR 152 uppfylldes. Den siktade komposten uppfyllde även kraven för halter av tungmetaller. Halten av tungmetaller var dock hög eftersom en del tungmetaller tillfördes från trädgårdsavfallet. Kraven för synliga orenheter uppfylldes inte vid siktning med 15 mm såll då komposten innehöll för mycket plast och glas. En bättre efterbehandling av komposten är därför nödvändig. Dessutom är ett alternativ till trädgårdsavfall som strukturmateriel önskvärd både när det gäller rötning och kompostering eftersom trädgårdsavfallet bidrar mycket till tungmetallhalten i slutprodukten.

Porlukten som mättes i rötresten från rötning av rejekt och strukturmateriel och i kompost var under 10 000 OU_E/m³ och därmed på samma nivå som porlukt vid kompostering av matavfall, men det fanns en liten risk för att processen skulle kunna ge anledning till lukt, särskild om rötningen av någon orsak skulle vara ofullständig. Den siktade komposten hade mycket låg luktpotential.

Torrötning av rejektet tillsammans med strukturmateriel och efterföljande kompostering av rötresten blandat med trädgårdsavfall visade sig att vara en fullt möjlig form för biologisk behandling, där utbytet per ton rejekt som behandlas blev 130 Nm³ metan och 0,5 ton kompost. Under 2010 förbehandlade NSR ca 12000 ton källsorterat matavfall, vilket gav ca 2400 ton rejekt. Om detta rejekt hade rötats vid torrötning med efterföljande

kompostering hade 300 000 m³ metan (3 GWh) och 1200 ton kompost producerats per år. Nackdelen med processen är den långa behandlingstiden och de många olika moment i behandlingen som kräver hantering av materialet.

5 REFERENSER

- APHA (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st ed. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- Bergh, N. (2008). Utvärdering av mekanisk-biologisk behandling av restavfall på Vafab Miljö AB, Västerås. Examensarbete. Linköping Universitet 2008.
- Björnsson, L. och Lantz, M. (2008). Biogasproduktion från gödselslag med hög torrhalt. Rapport Nr 3, Bilaga C i rapporten Torrötningsutveckling – förstudie. Innovatum Teknikpark och Göteborgs Energi, 2009.
- Bohn, I., Carlsson, M., Eriksson, Y., Holmström, D. (2010) Utvärdering och optimering av metod för förbehandling av källsorterat hushållsavfall till biogasproduktion. SGC rapport 216.
- Force Technology 2011. Prövningsrapport.
- Kreuger, E., Sipos, B., Zacchi, G., Svensson, S.-E. and Björnsson, L. (2011) Bioconversion of industrial hemp to ethanol and methane: The benefits of steam pretreatment and co-production *Bioresource Technology, Volume 102, Issue 3, February 2011, Pages 3457-3465*
- Kreuger, E., Nges, I. A. And Björnsson, L. (2011) Ensiling of crops for biogas production – Effects on methane yield and total solids determination. *Biotechnology for Biofuels* 4:44.
- Lehtomäki, A. and Björnsson, L. (2006) Two-stage anaerobic digestion of energy crops; methane production, nitrogen mineralisation and heavy metal mobilisation. *Environmental Technology*. 27 (2): 209-218.
- Nkemka, V. and Murto, M. (2010). Evaluation of biogas production from seaweed in batch tests and in UASB reactors combined with the removal of heavy metals. *Journal of Environmental Management* 91: 1573-1579.
- Nilsson, P.-E. (1999) Energi från Skogen. SLU Uppsala.
- Nordberg, U. och Nordberg, Å. (2007). Torrötning – kunskapssammanställning och bedömning av utvecklingsbehov. JTI-rapport Lantbruk & Industri 357.
- Rosqvist, H., and Bendz, D. (1999) An Experimental Evaluation of the Solute Transport Volume in Biodegraded Municipal Solid Waste. *HESS (Hydrology and Earth Systems Science)* 3, 429-438.
- Rosqvist, H. and Destouni, G. (2000) Solute transport through preferential pathways in municipal solid waste. *J. Cont. Hydr.*, 46, 39-60.
- Rosqvist N.H., Dollar L.H., and Fourie A.B (2005). Preferential flow in municipal solid waste and implications for long-term leachate quality: valuation of laboratory-scale experiments *J of the Waste Manage Res*: 23: 367-380
- RVF Utveckling 2005:06. Utveckling av storskaliga system för kompostering och rötning av källsorterat bioavfall. Bilaga 1c: Teknisk utvärdering kompostanläggningar. En rapport från BUS-projektet.
- Rönnols, E. och Axenhamn, L. (2008) Beräknade luktemissioner från planerad behandling av organiskt avfall, Oslo Kommun. Stockholm: Sweco Viak AB.
- Selling, R., Håkansson, T. and Björnsson, L. (2008) Two-stage anaerobic digestion enables heavy metal removal. *Water Science and Technology*, 57 (4): 553-558.

- SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut (2009). SPCR 152. Certifieringsregler för kompost.
- Sundberg, C., Jönsson, H. (2008) Minimering av lukt från kompostering av matavfall genom processoptimering. Ett Nordiskt samarbetsprojekt. Avfall Sverige Utveckling. Rapport nr.2008:10.
- Symons G. E., Buswell A. M. (1933). The methane fermentation of carbohydrates. Journal of the American Chemical Society. 55: 2028-203
- Truedsson, C. (2010) Utvärdering av förbehandlingsanläggning för matavfall. Positiva och negativa miljöaspekter och områden för optimering för förbehandlingsanläggningen på Sysav Biotec. Examensarbete. Biologiska Institutionen, Lunds Universitet.
- Woodman, N., and Beaven, R. (2011). Assessment of simple preferential flow concepts for transport through municipal solid waste. Proceedings Sardinia-11, Thirteen International Waste Management and Landfill Symposium, Italy.

Bilaga 1-1

Analys av färsk material och rötrest från torrötningsförsök

		Färsk material		Rötrest	
		Rejekt	rejekt+struktur	rejekt	rejekt+struktur
Värmevärde (Eurofins)					
Fukthalt	% av lev	64,5	56,2	76,4	74,1
TS	% av lev	35,5	43,8	23,6	25,9
Askhalt	% TS	9,5	10	22	27
VS	% av lev	32,1	39,4	18,4	18,9
Svavel	% av lev	0,056	0,06	0,05	0,06
Cl	% av lev	0,085	0,08	0,08	0,06
C	% av lev	17,4	20,9	10,8	11,2
H	% av lev	9,5	8,9	9,9	9,6
N	% av lev	0,8	0,82	0,59	0,54
Värmevärde, konstant volum, lev-tillstånd	MWh/ton	1,515	1,935	0,741	0,736
Mineraler och metaller (LMI)					
K	mg/kgTS	2810	3230	3970	4020
P	mg/kgTS	3910	3090	9170	9550
S	mg/kgTS	1790	1690	2310	2290
Ca	mg/kgTS	22700	18500	32500	33500
Mg	mg/kgTS	683	723	992	1490
Fe	mg/kgTS	820	1510	16900	8420
B	mg/kgTS	8,7	9,2	14,6	16,5
Mn	mg/kgTS	36,7	58,8	156	109
Zn	mg/kgTS	35,4	46,9	99,1	114
Cu	mg/kgTS	14,5	23	30,6	34,2
Na	mg/kgTS	1530	1220	1980	1870
Al	mg/kgTS	339	520	1040	1120
Si	mg/kgTS	116	112	135	141
Cr	mg/kgTS	2,2	2,8	8,4	6,9
Co	mg/kgTS	0,37	0,53	2,3	1,4
Ni	mg/kgTS	1,5	2,1	7,6	5,6
As	mg/kgTS	0,41	0,59	0,92	1,2
Mo	mg/kgTS	0,45	0,51	1,3	1,5
Cd	mg/kgTS	0,07	0,11	0,13	0,24
Hg	mg/kgTS	<0,02	<0,02	0,035	<0,02
Pb	mg/kgTS	1,6	4	3,7	6,8
TS-halt	%	41,6	43,1	25,4	24,1
TS-halt Ca analys	%	38,5			
Foderanalyser (Eurofins)					
TS-halt		41,8	41,9	22,4	23,9
Fiber-NDF	% av TS	54,4	57,6	51,5	68,5
Fiber-ADF	% av TS	45,6	51,3	44,2	56,3
Lignin	% av TS	22,1	21,2	40,2	44,7
Råfett enl. SBR	% av TS	5,9	4,2	3,7	2,2
Råprotein Kjeldahl-N*6,25	% av lev	5,9	5,5	5,5	3,7
Kväve från råprotein	% av lev	0,94	0,88	0,88	0,59

Bilaga 1-2

Analys av trädgårdsavfall och siktat kompost

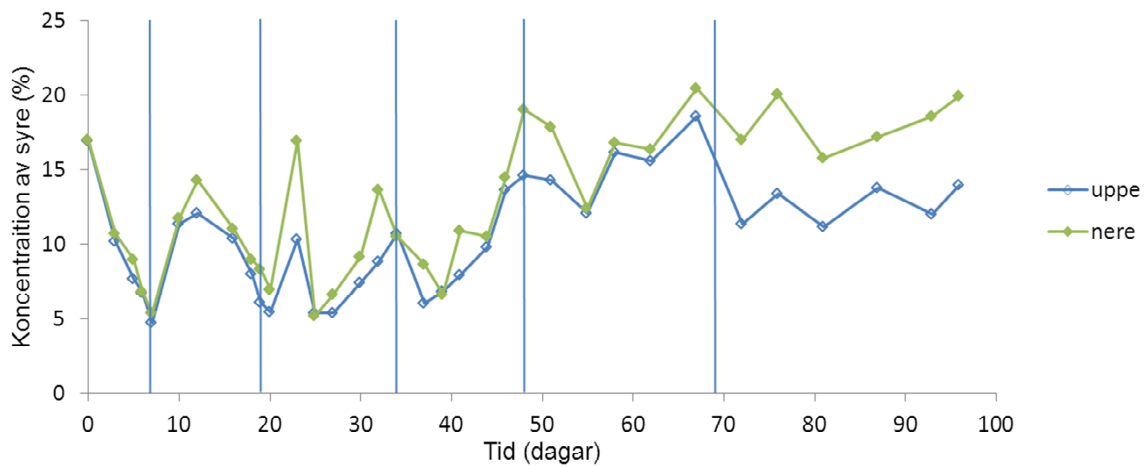
		trädgårdsavfall 1	trädgårdsavfall 2	siktat kompost
Mineraler, metaller och näringsämnen (LMI)				
K	mg/kgTS	3740	3650	4320
P	mg/kgTS	1450	1370	4750
S	mg/kgTS	1080	1090	2020
Ca	mg/kgTS	8840	9980	21900
Mg	mg/kgTS	1630	1740	2330
Fe	mg/kgTS	8020	7700	12000
B	mg/kgTS	7,8	9,1	15,1
Mn	mg/kgTS	379	332	328
Zn	mg/kgTS	103	109	248
Cu	mg/kgTS	19,1	20,2	60,1
Na	mg/kgTS	328	355	1150
Al	mg/kgTS	2690	3010	2910
Si	mg/kgTS	181	193	200
Cr	mg/kgTS	6	7	17,7
Co	mg/kgTS	2,8	2,8	3,3
Ni	mg/kgTS	5,4	6,1	9,7
As	mg/kgTS	3,6	2,8	10,2
Mo	mg/kgTS	0,82	1	1,1
Cd	mg/kgTS	0,26	0,3	0,48
Hg	mg/kgTS	0,039	0,096	0,072
Pb	mg/kgTS	16,9	18,3	50,8
b	mg/kgTS	434	413	13
NO3-N	mg/kgTS	<1	10	156
NH4-N	mg/kgTS	342	292	6
TS-halt	%	78,8	70,6	48,3
Kjeldahl-N (Eurofins)				
Kjeldahl-N	% av lev	0,61	0,77	0,68

Bilaga 2

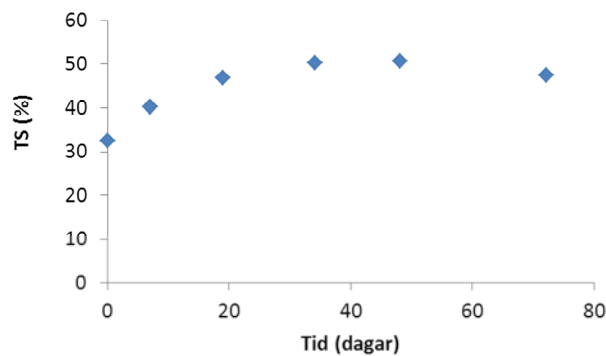
Analysmetoder och laboratorie för analyser på externa laboratorier

Analys	Metod	Laboratorie
Synliga föroreningar		LMI
P, S, Na, Ca, Mg, Mn, K, Si, Fe, Al, B, Zn, Cu	ICP-OES	LMI
Ni, Co, Mo, Hg, Cr, As, Pb, Cd	ICP-MS	LMI
Värmevärde	Energi CEN/TS 14918/15400 ISO 1928	Eurofins
Fukthalt	EN 14774/EN 15414	Eurofins
Askhalt	EN 14775/EN 15403	Eurofins
S	SS-EN15289/15408/SS187177	Eurofins
Cl	SS-EN15289/15408/ASTM4208-02	Eurofins
C, H, N	SS-EN15104/15407/ASTM5373	Eurofins
Fiber-ADF	AOAC 97318	Eurofins
Fiber-NDF	Tecator AN 304, LidNär.OA.21	Eurofins
Råprotein N*6,25 Kjeldahl	152/2009 EU mod.	Eurofins
Kjeldahl-N		Eurofins
Torrsubstans	SS-EN 12880	Eurofins
Råfett enl. SBR	NMLK 131, Lidfett0A.10	Eurofins
Lignin		Eurofins

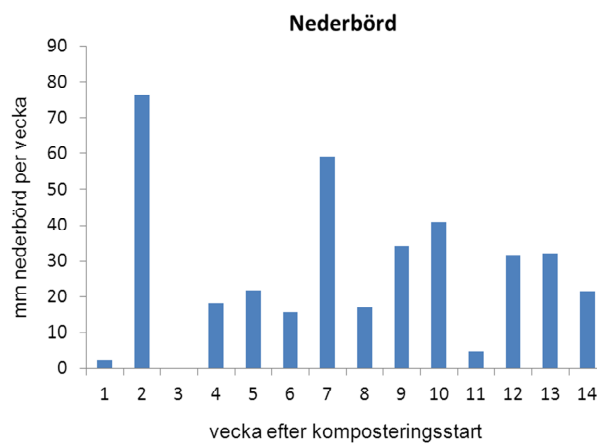
Bilaga 3



Figur 1: Resultat för syrehalt i komposten. Genomsnitt av värden i de två översta mätpunkterna och i de två nedersta mätpunkterna. De blå strecken markerar att komposten är vänd.



Figur 2: TS i komposten vid vändning



Figur 3: Nederbörd under komposteringsperioden. Data är från NSRs väderstation.



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