



UPPSALA  
UNIVERSITET



UPTEC W 15027

Examensarbete 30 hp  
Juni 2015

# Förbehandlingstekniker och LCA för rötning av organiskt avfall

Modellkonstruktion och Utvärdering med  
ORWARE

---

Emil Back

## Referat

### Förbehandlingstekniker och LCA för rötning av organiskt avfall

*Emil Back*

Syftet med det här examensarbetet var att utveckla datormodeller av några sannolikt implementerbara förbehandlingstekniker och att uppskatta de potentiella vinsterna med att hantera organiskt avfall genom förbehandling och rötning ur ett systemperspektiv. För ändamålet har ett datorprogram som heter ORWARE använts. ORWARE (organic waste research) är ett dator/beräkningsprogram för livscykelanalys av avfallshantering. I samband med det här arbetet har ORWARE kompletterats med tre nya modeller av förbehandlingstekniker: ultraljud, termisk hydrolys och skruvpress. Alla dessa tre tekniker har potentialen att åtgärda tekniska hinder för att röta vissa typer av organiskt material.

Med ORWARE gjordes därefter livscykelanalyser på olika avfallshanteringsscenarier. Totalt nio scenarier simulerades för hanteringen av tre typer av organiskt avfall: bioslam, fiberslam och matavfall. Bioslam benämns ofta överskottslam och är mikrobiellt slam från biologisk vattenrening. Fiberslam kan definieras som slam från massaindustrin med en hög halt av lignocellulosa. Med matavfall menas allmänt de oönskade delarna av maten från hushåll, storkök och matindustrier.

Tre primära avfallshanteringsscenarier, ett scenario för varje typ av avfall, som inkluderade förbehandling och rötning simulerades varav ett var "bioslamsscenario" med ultraljudsförbehandling, ett "fiberslamscenario" med förbehandling med termisk hydrolys och ett "matavfallsscenario" med förbehandling med skruvpress. Övriga sex scenarier uppskattades för att fungera som referenser att jämföra de tre primära scenarierna mot.

De resulterande livscykelanalyserna visade att rötning av vissa organiska avfall leder till nästan likvärdiga utsläpp av växthusgaser, försurande ämnen och gödande ämnen som förbränning av avfallet (där värmen tillvaratas). Den stora nackdelen med rötningprocessen, är den elanvändning som krävs för förbehandling och rötning. En elanvändning som i det här fallet har antagits försedd från kolkraft, ett vanligt förekommande marginalantagande i samband med livscykelanalyser. Om rötning- och förbehandlingsprocesserna kan drivas på mindre utsläppsintensiv elkraft är det möjligt att på det hela taget göra miljövinster eftersom metangasen från rötning med fördel ersätter fossila drivmedel.

I det här projektet uppskattades miljömässig påverkan och energivinster/förluster av att hantera organiskt avfall med förbehandling och rötning. Dessa vinster och kostnader jämföres med konventionell avfallshantering i Sverige d.v.s. förbränning av slam och sortering och rötning efter sortering av matavfall.

Nyckelord: förbehandling, organiskt avfall, livscykelanalys, ORWARE, modellkonstruktion.

## **Abstract**

### **Pretreatment methods and LCA of anaerobic digestion of organic waste**

*Emil Back*

The goal of this master thesis project was to develop computer models of some plausible pretreatment techniques and to assess the potential benefits/costs of using pretreatment and anaerobic digestion for waste management of organic waste from a system perspective. For this purpose a computer program called ORWARE has been used. ORWARE (organic waste research) is a program for making life cycle assessments of waste management. As the main part of the project work the ORWARE system has been provided with three new models of pretreatment techniques. The additions consist of: One model of pretreatment with ultrasound, one model of thermal hydrolysis and one model of a screw press. All three technologies had the potential to deal with technical hindrances of treating certain waste types with anaerobic digestion.

With ORWARE, life cycle assessment was made by simulations of various waste management scenarios. A total of nine scenarios were simulated for the waste management of three different types of wastes: Bio sludge, fibre sludge and food waste, with three scenarios for each waste type. Bio sludge is microbial sludge from biological waste water treatment. Fibre sludge is lignocellulosic sludge mainly from the pulp and paper industries. Food waste is generally considered to be the unwanted part of food from households, restaurants and food industry.

Three primary waste management scenarios, one scenario for each waste type, which included pretreatment and anaerobic digestion, were simulated. There was a “bio sludge scenario” with ultrasonication pretreatment, a “fibre sludge scenario” with thermal hydrolysis pretreatment (THP) and a “food waste scenario” with screw press pretreatment. The rest of the nine scenarios were assessed as comparative references to the three primary ones. These scenarios represented conventional methods of waste management or variations of the primary scenarios. The resulting life cycle assessments show that anaerobic digestion of some organic wastes produces about the same amount of greenhouse gases, acidifying pollutants and eutrophying pollutants as incineration does (where the heat from incineration is made useful). The biggest downside of the anaerobic digestion waste management process is the electricity use needed for pretreatment and for heating the anaerobic digestion. An electricity cost that in this case is assumed to be provided through coal power, which is a common assumption when assessing the impact of margin power utilization in life cycle assessment. If that assumption could instead be that the electricity is provided by a less polluting power source, the anaerobic digestion alternative could lessen the overall pollution since the methane is commonly used as a renewable substitute for fossil fuels.

In this master thesis project the ecological and economical benefits and costs of managing organic waste through pretreatment and anaerobic digestion were assessed. These benefits and costs were compared to conventional waste management in Sweden. The comparison shows that anaerobic digestion of organic waste is beneficial for reduction of global warming but likely has a greater economical cost than the conventional methods, e.g. incineration.

**Keywords:** pretreatment, organic waste, life cycle assessment, ORWARE, modeling.

Department of energy and technology, Swedish University of Agricultural Sciences  
Box 7032, SE-750 07 Uppsala, Sweden  
ISSN 1401-5765

## **Förord**

Rapporten är skriven för ett examensarbete på 30 högskolepoäng inom civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet utfördes huvudsakligen under vårterminen 2011.

Tack till Ola Norrman Eriksson vid avdelningen för Bygg, Energi och Miljöteknik på Högskolan i Gävle som var handledare och uppdragsgivare för arbetet.

Tack till Åke Nordberg vid institutionen för Energi och Teknik på Sveriges Lantbruksuniversitet som har varit akademisk ämnesgranskare för arbetet.

Tack till Mattias Bisallion på Profu AB som bidragit till arbetet med en datormodell av förbehandling med skruvpress.

Arbetet var en del av ett projekt vid namn ”Förbättrade återvinningsprocesser” inom det nationella forskningsprogrammet ”Hållbar avfallshantering”.

Slutligen vill jag även tacka Amalia Hoff som varit till stort stöd i arbetets alla skeden.

## Populärvetenskaplig sammanfattning

I Sverige pågår idag ett samarbete mellan högskolor, institut och företag för att utreda möjligheterna att röta organiskt avfall istället för att bränna det. Från rötningen fås biogas som kan renas till fordonsbränsle (metan) och därmed bidra till att minska användningen av fossila bränslen, samt biogödsel som minskar behovet av konstgödsel. I det här projektet har potentialen hos förbehandling av organiskt material, t.ex. matavfall, inför rötning undersökts.

I många fall är det dock problematiskt att röta organiskt avfall, då det kan vara antingen svårnedbrytbart för röttningsprocessens mikroorganismer, eller förorenat på ett sådant sätt att bildningen av metan hämmas. För att råda bot på dessa problem finns möjligheten att det organiska avfallet förbehandlas innan rötning. Svårnedbrytbart material kan bearbetas fysikaliskt och kemiskt för att bli mer lättillgängligt. Avfall förorenat med oönskat material så som trä, plast, metall och jord kan sorteras med olika tekniker.

Det här examensarbetet har gått ut på att med matematiska simuleringar uppskatta nyttan med att förbehandla och röta organiskt avfall i jämförelse med att t.ex. bränna avfallet.

Uppskattningen har beräknats med ORWARE, ett för ändamålet utvecklat datorprogram. ORWARE (ORganic WASTE REsearch) har inom ramarna för examensarbetet utökats med tre modeller för förbehandling av organiskt avfall. En modell av förbehandling med ultraljud, en modell av förbehandling med termisk hydrolys och en för förbehandling med skruvpress. ORWARE med de nya förbehandlingsmodellerna användes därefter för att göra jämförande livscykelanalyser (LCA) av avfallshanteringsprocessen för att uppskatta nyttan med förbehandling och rötning av organiskt avfall.

För att råda bot på metanhämmande problem med skumning som kan uppstå när biologiskt slam rötas kan ultraljud användas. Ultraljud har egenskapen att bilda mikroskopiska bubblor som trotsar vätsketrycket. Inom loppet av några mikrosekunder tillväxer och kollapsar mikrobubblorna och ger lokalt upphov till stora krafter, som förmår slå sönder organiska makromolekyler. Detta har visat sig fungera för att slå sönder de strukturer (kolonier) av organiska makromolekyler som bakterierna i biologiskt slam bygger. Det är närvaron av bakteriekolonierna som ger upphov till skumningen. Ultraljudsförbehandlingen har alltså potentialen att möjliggöra rötning av biologiskt slam (slam från reningsverkens biologiska vattenrening) där detta tidigare varit problematiskt.

De jämförande livscykelanalyserna visade att rötning av biologiskt slam som förbehandlats med ultraljud ger en betydande minskning av avfallshanteringens utsläpp av växthusgaser jämfört med att bränna slammet i en modern förbränningspanna med energiutvinning och rökgasrening. Ultraljudsbehandlingen och rötningen ger dock upphov till högre energianvändning (främst värme och el).

I Sverige finns en stor potentiell resurs i form av fiberslam från massaindustrin som skulle kunna rötas till biogas. I de flesta fall bedöms fiberslammet allt för svårnedbrytbart för att rötas. Svårnedbrytbarheten beror främst på slammets stora innehåll av lignin som binder de rötbara kolhydraterna (cellulosa och hemicellulosa) i de fibrer som fiberslam är rikt på. Termisk hydrolys kan användas för att delvis bryta ned fiberslammets bindande ligninstrukturer.

Termisk hydrolys innebär att avfallet utsätts för höga temperaturer och hastiga tryckfall som gör att organiska makromolekyler (ex. lignin och cellulosa) i slammet hydrolyseras d.v.s. reagerar med vatten och bildar mindre organiska molekyler så som socker (olika sockerarter). Projektets jämförande livscykelanalyser pekar på att miljövinsterna med att röta fiberslam förbehandlat med termisk hydrolys är små i förhållande till den ökade energikostnaden. Det

bör påpekas att den simulerade mängden producerad biogas (per kg torrsbstans) rejält understiger den mängd som dokumenterats vid den fullskalanläggning för termisk hydrolys och rötning av slam som finns i Danmark. I dokumentationen rörde det sig dock om biologiskt slam och inte fiberslam.

Utsorterat matavfall behandlas idag i regel med kompostering eller rötning. Matavfall innehåller ofta ganska stora mängder oönskat (felsorterat) material så som jord, trä, metall och plast, som riskerar att sabotera röttningsprocessen. Inför rötning är det därför praxis att matavfallet förbehandlas med någon typ av sandfång, sikt och magnetseparator. Ett alternativ till dessa förbehandlingstekniker är att använda skruvpress. Skruvpressen ger en effektivare utsortering av det oönskade materialet och kan vara en nödvändighet där konventionell sortering inte räcker till.

Skruvpressen skiljer sig från de andra två förbehandlingsteknikerna då den inte bryter ner avfallet utan sorterar ut de lämpligaste delarna. Skruvpressen består av en stor cylinder i vilken det sitter en konisk skruv. Cylindern är perforerad med små hål där vätska och de minsta partiklarna pressas ut. Kvar blir en torrare fraktion där majoriteten av det svårnedbrytbara materialet i avfallet finns. Den torrare fraktionen omnämns rejekt, och bränns hellre än rötas. Pressvätskan är den fraktion som rötas. Den potentiella fördelen med skruvpressen är alltså att den ger ett mycket renare material än konventionella sorteringstekniker och kan därför vara ett bra alternativ vid röttningsanläggningar där det finns problem med för stora mängder oönskat material i röttningsprocessen.

Med livscykelanalys jämfördes förbehandling med skruvpress med konventionell sortering. Livscykelanalysen visade att förbehandling med skruvpress både kräver mer el och ger upphov till något större utsläpp av växthusgaser än konventionella förbehandlingstekniker.

Arbetets livscykelanalyser visar tendensen att förbehandling och rötning innebär nästan lika stora utsläpp i som förbränning av organiskt avfall. Det beror till stor del på att rötning och förbehandling leder till en större elanvändning. En elanvändning som i detta fall antas försörjas av kolkraft. Om den ökade elanvändning kompenseras med förnyelsebar elkraft skulle rötning av organiskt avfall möjligen leda till mindre totala utsläpp eftersom metangasen med fördel kan ersätta fossila drivmedel.

## Innehåll

Referat .....	i
Abstract.....	ii
Förord .....	iii
Populärvetenskaplig sammanfattning .....	iv
Innehåll .....	vi
Tabellförteckning .....	vii
Figurförteckning.....	vii
1. Inledning.....	1
1.1. Syfte .....	1
1.2. Mål .....	1
1.3. Genomförande.....	2
2. Teori .....	2
2.1. Livscykelanalys.....	2
2.2. ORWARE .....	4
2.3. Rötning .....	5
2.4. Förbehandlingsmetoder.....	6
3. Metoder .....	11
3.1. Modellerings .....	11
3.2. Simulering .....	12
4. Resultat.....	17
4.1. Modulernas uppbyggnad.....	17
4.2. Simuleringsresultat.....	18
5. Diskussion .....	38
Modelldiskussion .....	38
Resultatdiskussion.....	39
6. Slutsatser .....	41
7. Framtida studier.....	41
Referenser.....	42

Bilaga A: Indata - ORWARE-vektorn .....	I
A2. Fiberslamsvektorn .....	II
Bilaga B: Modellstrukturer.....	III
Bilaga C: Scenariobeskrivningar .....	VIII
Bilaga D: Utdatatabeler.....	XII

## **Tabellförteckning**

Tabell 1: Avfallshanteringsscenario för jämförande livscykelanalys. ....	12
Tabell 2: Bidragande termer till miljöpåverkansvariablerna förklarade. ....	18

## **Figurförteckning**

Figur 1: Schematisk bild av principen för en livscykelanalys enligt EN ISO 14040:2006. ....	3
Figur 2: Konceptuell bild av ORWARE-modellen (Eriksson & Svanblom, 2000). ....	4
Figur 3: Skivsikt (modifierad från Hansen m.fl. 2007).....	7
Figur 4: Skiss över ultraljudsbehandlingsutrustningen och dess praktiska funktion .....	8
Figur 5: Skiss av processen för termisk hydrolys (Modifierad från Cambi 2015).....	9
Figur 6: Skiss av skruvpressens funktion (Modifierad från Jae, E, 2001).....	10
Figur 7: Överblick av avfallshanteringsscenarioer där bioslam behandlades. ....	14
Figur 8: Överblick av avfallshanteringsscenarioer där fiberslam behandlades.....	15
Figur 9: Överblick av avfallshanteringsscenarioer där matavfall behandlades.....	16
Figur 10: Växthusgaspotential. Jämförelse mellan rötning av bioslam och dess användning som deponitäckningsmaterial. ....	20
Figur 11: Växthusgaspotential. Skillnad mellan rötning av bioslam och förbränning. ....	21
Figur 12: Förurningspotential. Jämförelse mellan rötning av bioslam och dess användning som deponitäckningsmaterial. ....	22
Figur 13: Förurningspotential. Jämförelse mellan rötning och förbränning av bioslam. ....	23
Figur 14: Övergödningspotential. Jämförelse mellan rötning av bioslam och dess användning som deponitäckningsmaterial. ....	24



Figur 15: Övergödningspotential. Jämförelse mellan rötning och förbränning av bioslam.....	25
Figur 16: Växthusgaspotential. Jämförelse mellan rötning och förbränning av fiberslam.....	26
Figur 17: Växthusgaspotential. Jämförelse mellan rötning av fiberslam med och utan THP. ....	27
Figur 18: Förurningspotential. Jämförelse mellan rötning och förbränning av fiberslam. ....	28
Figur 19: Förurningspotential. Jämförelse mellan rötning av fiberslam med och utan THP. ...	29
Figur 20: Övergödningspotential. Jämförelse mellan rötning och förbränning av fiberslam.....	30
Figur 21: Övergödningspotential. Jämförelse mellan rötning av fiberslam med och utan THP.	31
Figur 22: Växthusgaspotential. Jämförelse mellan rötning av matavfall förbehandlat med skruvpress och traditionellt förbehandlat matavfall. ....	32
Figur 23: Växthusgaspotential. Jämförelse mellan rötning av matavfall förbehandlat med skruvpress med och utan rejektåtervinning. ....	33
Figur 24: Förurningspotential. Jämförelse mellan rötning av matavfall förbehandlat med skruvpress och traditionellt förbehandlat matavfall. ....	34
Figur 25: Förurningspotential. Jämförelse mellan rötning av matavfall förbehandlat med skruvpress med och utan rejektåtervinning.....	35
Figur 26: Övergödningspotential Jämförelse mellan rötning av matavfall förbehandlat med skruvpress och traditionellt förbehandlat matavfall. ....	36
Figur 27: Övergödningspotential. Jämförelse mellan rötning av matavfall förbehandlat med skruvpress med och utan rejektåtervinning. ....	37

## **1. Inledning**

Sedan år 2006 pågår ett omfattande samarbete mellan högskolor, institut och företag i Sverige, i ett forskningsprogram under namnet Hållbar Avfallshantering. Samarbetet går i längden ut på att förbättra avfallshanteringen runt om i landet som ett steg mot ett mer hållbart samhälle. En del i detta arbete, som finansieras av Naturvårdsverket, är att undersöka förutsättningarna för att utveckla och bygga ut landets rötningsanläggningar så att de kan ta emot större mängder organiskt avfall, och producera en större mängd biogas från varje ton organiskt avfall. (Hållbar avfallshantering 2012)

Förbehandling av organiskt avfall kan bidra till bättre driftegenskaper och i vissa fall större biogasproduktion vid rötning. I Sverige finns en stor outnyttjad potential att producera biogas utifrån matavfall (från industri, storkök och hushåll), industriavfall (t.ex. fiberslam), avfall från skogsbruk/jordbruk och slam från avloppsreningsverk (Linné m.fl. 2008). Avfall som i dagsläget bara komposteras eller förbränns ger med rötning ett bränsle med hög energikvalité och en restprodukt som kan användas för jordförbättring.

Det här arbetet är baserat på att utifrån teoretisk grund modellera och simulera förbehandling av organiskt avfall inför rötning. I rapporten beskrivs vilka tillvägagångssätt som användes och vilka resultat dessa ledde till.

### **1.1. Syfte**

Examensarbetets syfte var att konstruera datormodeller som representerade olika tekniker för att förbehandla organiska avfall och därefter utvärdera nyttan av att röta förbehandlat organiskt avfall med hjälp av dessa förbehandlingsmodeller. Förbehandlingsmodellerna ska utgöra ett komplement till avfallshanteringsmodellen ORWARE som används för att sammanställa livscykelanalyser för olika avfallshanteringsprocesser. Den, med förbehandlingsmodellerna, kompletterade avfallshanteringsmodellen användes för att beräkna livscykelanalyser för olika avfallshanteringsmetoder (däribland rötning) med avseende på energianvändning och miljöpåverkan. Energianvändningen och miljöpåverkan för olika varianter av förbehandling och rötning har jämförts med detsamma för mer konventionella alternativ till att hantera organiskt avfall. Jämförelserna har legat till grund för att utvärdera nyttan med olika rötningsprocesser. Miljöpåverkan har utvärderats med avseende på växthusgasutsläpp (global warming potential, GWP), försurning (acidification potential, AP) och övergödning (eutrophication potential, EP).

### **1.2. Mål**

Det långsiktiga målet med arbetet var att skapa ett beslutsunderlag som kommuner och företag kan använda som grund för sina val av avfallshanteringsmetoder för organiskt avfall.

På kort sikt var målet att framställa ett antal fungerande ORWARE-moduler som skulle användas för att simulera förbehandlingsmetoder i de livscykelanalyser som sedan låg till grund för utvärderingen av de olika förbehandlingsmetoderna.

### **1.3. Genomförande**

Till att börja med genomfördes en litteraturstudie för att samla den information om rötning, förbehandlingstekniker och organiska avfall som behövdes för att lägga upp arbetet. Baserat på den insamlade informationen valdes tre förbehandlingstekniker ut; ultraljudsbehandling, termisk hydrolys och skruvpressning. De tre utvalda förbehandlingsteknikerna valdes på grunderna att litteraturstudien försåg tillräckligt med information om dem och att de ägde intressant potential att i praktiken göra annars orötbart avfall tillgängligt för rötning.

De tre förbehandlingsteknikerna modellerades i MATLAB-SIMULINK på ett sådant sätt att de var modulärt kompatibla med avfallshanteringsmodellen ORWARE (se Teoridelen 2.5).

ORWARE-modellen kompletterade därefter med förbehandlings-modulerna. Den kompletterade modellen användes för att beräkna livscykelanalyser med avseende på energianvändning och miljöpåverkan för en serie olika avfallshanteringsscenarier där organiskt avfall behandlades. LCA-beräkningarna för hantering av organiskt avfall med förbehandling och rötning jämfördes med scenarier där det organiska avfallet behandlades direkt med rötning, med förbränning eller användes som deponitäckningsmaterial.

Energianvändningen beräknades som nettoförbrukningen av elkraft, värme och diverse kemiska drivmedel.

Miljöpåverkan bedömdes utifrån tre miljöpåvekansvariabler: GWP, AP och EP. GWP står för klimatpåverkanspotential ("global warming potential"), AP för försurningspotential ("acidification potential") och EP för övergödningspotential ("eutrophication potential").

Resultatet av dessa jämförande livscykelanalyser var tänkt att utgöra del i beslutsunderlag för beslut angående förbehandling och rötning av organiskt avfall.

## **2. Teori**

Teoriavsnittet omfattar generella beskrivningar av LCA, ORWARE, rötning, de olika förbehandlingsteknikerna och de avfallshanteringsmetoder som rötningen jämförs med.

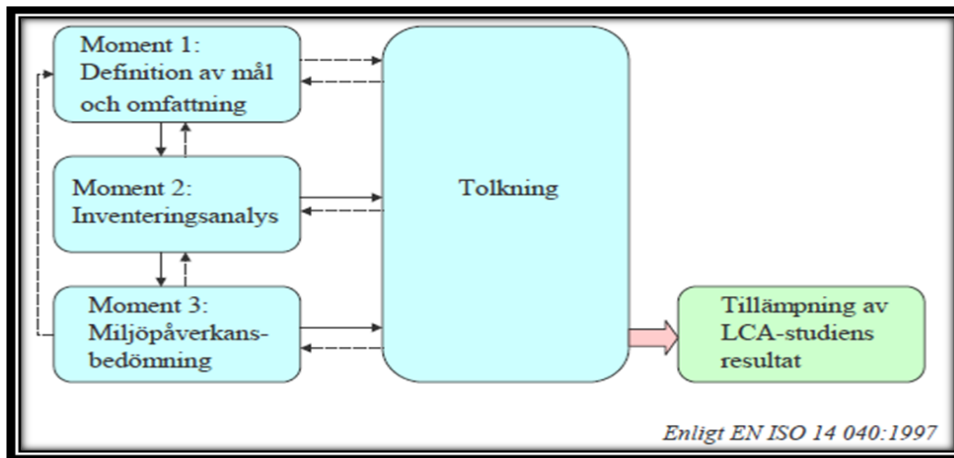
### **2.1. Livscykelanalys**

LCA är ett systemanalytiskt verktyg som används för att bedöma en process/produkts miljöpåverkan "från vaggan till graven". "Från vaggan till graven" omfattar allt som produkten ger upphov till från utvinningen av dess råvaror till dess att produkten hanteras som avfall.

När LCA används är det viktigt att definiera vilka antaganden som livscykelanalysen baseras på och vilka storheter (funktionella enheter) som är intressanta för aktuell miljöpåverkansbedömning, samt inom vilka ramar i tid och rum som LCA:n gäller.

Enligt ISO 14044 (standard för livscykelanalys) består en livscykelanalys av tre moment, där det första momentet är att definiera livscykelanalysens mål och omfattning. Därefter ska en livscykelinventering genomföras där information sammanställs om materialförbrukning, bränsleförbrukning, underhållsbehov, transporter, och utsläpp som processen/produkten i fråga ger upphov till från "vaggan till graven". Som det tredje momentet i en livscykelanalys genomförs en miljöpåverkansbedömning där informationen från inventeringen används för att göra en överskådlig och viktad bedömning av processen/produktens ekologiska inverkan.

Under arbetets gång omvärderas livscykelanalysens tre moment iterativt för att de ska överensstämma väl med varandra. Miljöpåverkansbedömningen ska vara svaret på de uppsatta målen och tvärt om (Rydh 2002)



Figur 1:  
Schematisk bild  
av principen för  
en  
livscykelanalys  
enligt EN ISO  
14040:2006  
(ref).

### Mål och omfattning inom LCA

När det gäller att definiera ett mål för en livscykelanalys bör det ske med noggrann eftertanke så att analysen faktiskt ger den eftertraktade informationen. Något som kan vara mer komplicerat än det låter. Det är även viktigt att livscykelanalysen tydligt avgränsas i tid och rum så att det är känt inom vilken tidsram och geografiskt område som livscykelanalysen är giltig.

### Inventering och miljöpåverkansbedömning inom LCA

En livscykelinventering (LCI) går till så att information om produktens (eller processens) råmaterial, tillverkning, användning och avfallshantering insamlas. Som informationskällor förekommer tekniska rapporter, forskningsrapporter och insatta personers utsagor. Om viss information saknas kan den i många fall uppskattas på teoretisk grund utifrån insamlad information. (Rydh 2002)

### Antaganden inom LCA

En livscykelanalys vilar i regel på en mängd olika antaganden då analytiska data sällan finns tillgängliga om man inte utför egna experiment. Till exempel kan energianvändningen hos en process uppskattas som summan av alla de termiska och mekaniska mekanismer som processen består av.

### Funktionella enheter

En livscykelanalys bör utformas kring en eller flera anpassade funktionella enheter. De funktionella enheterna ska vara relevanta storheter som livscykelanalysens resultat ska presenteras i förhållande till. I ett energiproduktionssammanhang är till exempel en typisk funktionell enhet kilowattimmar vilket innebär att beräkningar i samband med inventeringen görs per kWh och att miljöpåverkansbedömningens variabler presenteras i förhållande till antalet producerade kWh.

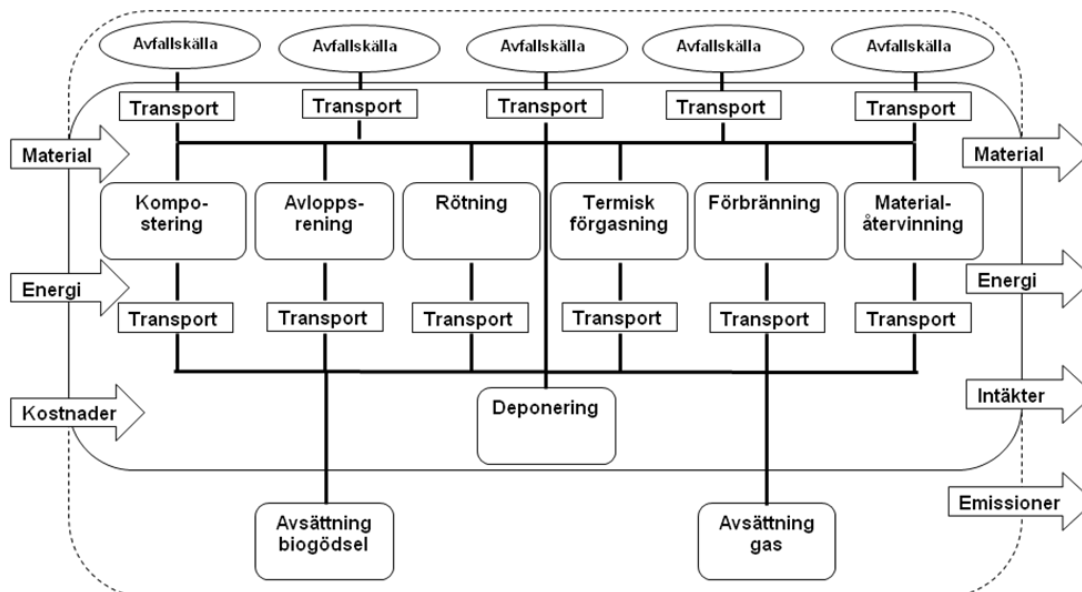
## 2.2. ORWARE

Avfallshanteringsmodellen ORWARE är resultatet av ett landsomspännande samarbete mellan SLU (Sveriges Lantbruksuniversitet), JTI (Institutet för jordbruks och miljöteknik), KTH (Kungliga Tekniska Högskolan) och IVL (Svenska Miljöinstitutet). Modellen har under senare år vidareutvecklats av energi- och miljökonstföretaget Profu. ORWARE var ursprungligen enbart till för substansflödesanalyser av hanteringen av organiskt avfall men har byggts ut till att kunna simulera hanteringen av de flesta vanliga avfallstyper.

### Modellstruktur

ORWARE är ett modellsystem uppbyggt i simuleringsprogrammet SIMULIK och består av ett nätverk av sammanlänkade och underliggande delmodeller. Genom att köra data som representerar ett visst typ av avfall genom specifika delmodeller kan ORWARE simulera vad som händer med avfallets beståndsdelar (Eriksson & Svanblom 2000). I figur 2 finns en konceptuell skiss av ORWARE:s olika funktioner (delmodeller) där alla typer av in- och utdata som tas med i beräkningarna finns utritade.

Hela ORWARE-strukturen är uppbyggd kring en datavektor (Array) där 74 variabler beskriver materialflöden (avfall, utsläpp) genom modellen. Vektorn är närmare bestämt en lista på 74 olika kemiska ämneskategorier och avfallstyper som beskriver avfallets och behandlingsprodukternas sammansättning på olika platser i modellen. De 74 materialvariablerna finns listade i bilaga A. Förutom de 74 olika vektorelementen kan ORWARE även räkna på kostnader och intäkter samt energianvändning och energigenerering från avfallshanteringen.



Figur 2: Konceptuell bild av ORWARE-modellen (Eriksson & Svanblom, 2000).

Pilarna representerar modellens in- och utvariabler. Dessa variabler används i programmet för att göra en miljöpåverkansbedömning. Den heldragna linjen begränsar de delar av modellen som representerar avfallshanteringsystemet i fråga.

### **2.3. Rötning och andra avfallsbehandlingstekniker.**

Rötning innebär att organiskt substrat i en biologisk flerstegsprocess bryts ned i en syrefri miljö (anaerob miljö). Den vanligaste varianten av teknisk rötning är så kallad våtrötning där nedmalt (homogeniserat) och utspätt avfall pumpas in i en sluten tank, en rötkammare (Bioenergiportalen 2012). I rötkammaren bryts det organiska materialet ned av bakterieenzymmer och omvandlas delvis till biogas. Biogasen består ungefär till hälften av koldioxid och hälften av metangas (plus vissa spårgaser). Biogasen kan användas som bränsle vid förbränning (fjärrvärme/kraftvärme) eller renas (uppgraderas) till fordonsbränsle.

Förutom biogas ger rötningen upphov till en rötrest som kan användas som biogödsel om den är tillräckligt ren från oönskat material så som plast, tungmetaller, läkemedel, smittämnen och frön med mera. Rötresten är godkänd som biogödsel om den är certifierad enligt SPCR 120 (SP, 2010).

Organiskt avfall kan användas som substrat i rötning men om avfallet är förorenat med oönskat material, är av ett slag som är svåråtkomligt för mikroberna i rötkammaren eller ställer till problem i rötningsutrustningen krävs det att avfallet förbehandlas. Förbehandling kan innebära att oönskat material sorteras ut, att avfallet görs mer mikrobiellt tillgängligt eller mer lätthanterligt (Biogasportalen 2012)

Den stora fördelen med rötning som avfallshantering är att ett högkvalitativt kemiskt bränsle kan utvinnas ur material som annars bara ses som avfall som behöver tas om hand. Nackdelen är att rötkammaren behöver värmas upp för att rötningsprocessen ska fungera och det kräver betydande mängder el eller fjärrvärme.

#### **Förbränning**

Den förbränningsprocess som förbränningsmodellen är ämnad att simulera är förbränning i en så kallad cirkulerande fluidbädd (CFB) med rökgasrening. En CFB-panna fungerar så att bränslet kastas upp och rörs om av en kraftig luftström under förbränningen för att förbättra förbränningsprocessen.

#### **Deponering**

Den enklaste men inte alltid bästa metoden att hantera avfall är att lägga det på deponi, d.v.s. att lägga på hög och täcka över och grundlägga det med jordmaterial med låg genomsläpplighet.

I ORWARE är deponeringsprocessen uppdelad i en modell för överskådlig tid (50-100 år) och en modell för resterande tid. I dessa modeller bryts avfallets beståndsdelar ned och sprider sig med lakvatten och luft. Under överskådlig tid bildas deponigas ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ , m.m.) i deponin, som succesivt kan utvinnas och brännas för att ge elkraft och fjärrvärme. (Flidner 1999). I det här arbetet har det antagits att bioslam använts som deponitäckningsmaterial och modellparametrarna har därför anpassats till detta. ”Deponering” av bioslam motsvarade här nedbrytningsprocessen i deponins täckskikt samt den kompostering som bioslammet genomgår när det blandas in i deponitäckningsmaterialet.

## 2.4. Förbehandlingsmetoder

### Avvattning

Ett vanligt sätt att ta till vara slam från reningsverk och industri är att bränna det och generera värme eller el. Slam innehåller dock i regel stora mängder vatten vilket är ogynnsamt vid förbränning. Därför kan det vara nyttigt att avvattna slammet först .

### Sönderdelning

Det första förbehandlingssteget inför rötning är i regel sönderdelning av avfallet så att förpackningar öppnas och större enheter krossas. Sönderdelning är ett krav för att de andra förbehandlingsprocesserna ska fungera på inhomogent avfall.

Sönderdelning görs i regel med hjälp av någon typ av kross eller kvarn. I modellen finns det ingen direkt representation av hur väl fördelat avfallet är och sönderdelning har således ingen effekt på de data som representerar avfallet. Sönderdelningen ger dock upphov till en elanvändning som finns inräknad i separeringsfunktionens elanvändning (Dalemo 1996).

### Homogenisering och Spädning

Innan det organiska materialet kommer in i rötammaren behöver det spädas - till lämplig tjocklek (torrsubstanshalt). Det homogeniseras i regel för att lösa så mycket organisk material som möjligt i vattnet. Om avfall som ska rötas har mindre partikelstorlek tar det kortare tid att röta och ger större biogasproduktion då den aktiva ytan i nedbrytningsreaktionerna blir större.

Spädning och homogenisering sammanfaller i regel - vatten tillsätts under kraftig omrörning. Omrörningen löser organiskt material i vattnet och slår sönder aggregat i det som blir en så kallad slurry (av avfall och vatten). Separering med skruvpress (se avsnitt 2.4) kräver att avfallet först är homogeniserat och har hög vattenhalt. (Eriksson och Holmström 2010).

Homogeniseringen reflekteras inte i avfallsdata i ORWARE och det saknas en explicit modell för den. Elanvändningen för spädning och homogenisering har i det här arbetet antagits inräknad i separeringsmodellen och skruvpressmodellen. Spädningens effekt på avfallsdatans vatteninnehåll sker i samband med själva rötningen.

### Hygienisering

Organiskt avfall som har sitt ursprung i djurindustrin eller i hushåll kan innehålla farliga smittämnen. För att förhindra smittämnen från att spridas via rötresten värmebehandlas avfallet innan det rötas.

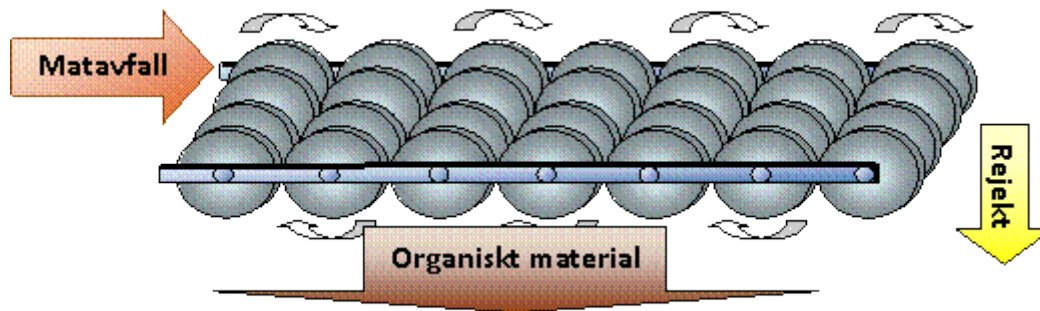
Den hygieniseringsprocess som finns representerad i arbetet innebär att avfallet efter malning och sortering upphettas till 70°C. Enligt lag måste avfall som innehåller animaliska produkter hygieniseras vid 70°C under 1 timmes tid (EG förordning nr 208/2006). Hygieniseringens värmeanvändning beräknas i modellen utifrån värmekapacitet och mängden avfall som hygieniseras. Här antogs att den aktuella hygieniseringsfunktionen motsvarar vad lagen föreskriver.

### Separering av oönskat material

Matavfall från hushåll är i många fall förorenat med plast och metall. Här beskrivs hur utsorteringen av sådana föroreningar beräknas i ORWARE och hur det kan ske i verkligheten.

Funktionen som representerar separering (utsortering) av plast och metall i ORWARE är av mycket enkel konstruktion som helt enkelt bara ”sorterar” bort en bestämd fraktion (35%) av avfallet samt beräknar förbehandlingsens elanvändning. Eftersom förorening av plast inte finns representerad i avfallsdata i det här arbetet fungerar det som representation av ”konventionell förbehandling”. Antagandet att plast och metall reducerats tillräckligt är en del av den förenkling som modellen innebär.

En vanlig metod att separera plast, som kan representeras av den beskrivna funktionen, är separering med skivsisikt. Sikten fungerar enligt figur 4.



Figur 3: Skivsisikt (modifierad från Hansen m.fl. 2007)

Med skivsikten sorteras dock 30 till 40 % av det organiska materialet bort tillsammans med plast och papper (Eriksson och Holmström 2010). Det gör att skivsikten överensstämmer väl med rötningsmodellens sortering. Tyngre magnetiska metallbitar kan sorteras ut med hjälp av magnetseparator där metallbitar fastnar på ett magnetiskt transportband. Magnetseparatorn orsakar bara småskaliga förluster av organiskt material (2%) men kräver att avfallet är renat från plast och papper innan det kommer till magnetbandet. (Eriksson och Holmström 2010).

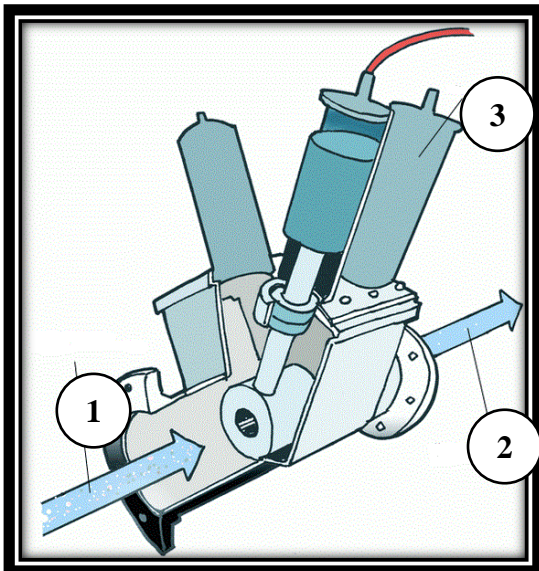


### Ultraljudsbehandling

Bioslam består till stor del av levande och döda bakterier från ett reningsverks biologiska rening av avloppsvatten. Dessa bakterier har egenskapen att de bildar filament och kolonier sammanbundna av biopolymerer (kolhydrater m.m.). Filamenten har en tendens att orsaka skumning i rötammaren vilket kan kraftigt hämma rötningen. Förbehandling med ultraljud bryter sönder biopolymerer och gör bioslammet mer driftvänligt. (Dåverhög och Balmér 2008)

Ultraljudsbehandlingen fungerar genom att ultraljudet ger upphov till kavitation i slammet. Kavitation innebär att mikroskopiska bubblor bildas och imploderar på fasta ytor i slammet under loppet av några mikrosekunder. Processen ger lokalt upphov till höga tryck och temperaturer som förmår slå sönder biopolymerer. (Tiehm m.fl. 2001)

Förutom att åtgärda problem med skumning har ultraljudsbehandlingen ingen betydande effekt. Potentiellt skulle ultraljud med högre intensitet kunna göra det organiska materialet mer lättnedbrytbart eftersom kavitationen då även kan slå sönder en betydande mängd av bakterieslammets cellmembran (Nickel och Nies 2006.).



Figur 4: Skiss över ultraljudsbehandlingsutrustningen och dess praktiska funktion (Kävlinge kommun 2012)

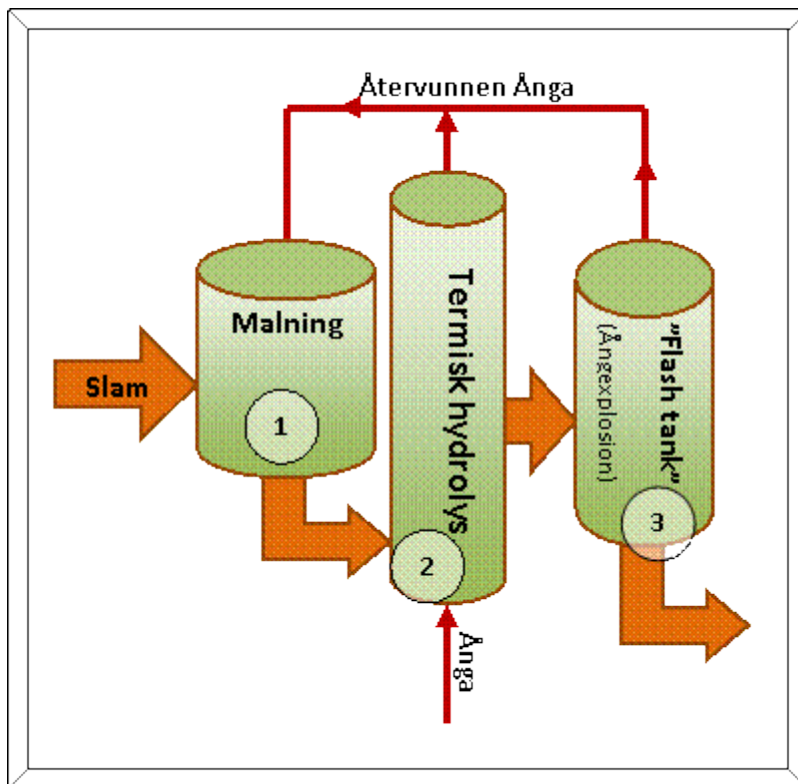
1. Slammets inflöde
2. Slammets utflöde
3. Ultraljudshorn som orsakar kavitation i slammet och slår sönder eventuella bakteriella filament/kolonier.

### Termisk hydrolys (THP)

Problemet med fiberslam är de svårnedbrytbara strukturerna av lignocellulosa där mer lättnedbrytbar cellulosa (holocellulosa) är sammanbundet av svårnedbrytbart lignin. Termisk hydrolys har en viss potential att bryta ned (hydrolysera) lignin och därmed frigöra cellulosan till rötning. (Horváth m.fl. 2010)

Termisk hydrolys (med ångexplosion) är en trestegsprocess där avfall mals ned för att sedan utsättas för högt tryck och temperatur och slutligen utsättas för ångexplosion när trycket drastiskt sänks i en "flashtank". Tryckkokningen förmår hydrolysera makromolekyler (kolhydrater och protein) och ångexplosionen verkar för att fysiskt slita sönder celler och större partiklar i avfallet. Båda processerna verkar för att göra avfallet mer biologiskt nedbrytbart. (Evans 2003)

Termisk hydrolys är en kraftfull teknik som förmår att göra problematiska rötningssubstrat mer rötbara och dessutom hygieniserar avfallet. En nackdel är dock att processen har stor värmeanvändning som eventuellt inte vägs upp av ökad biogasproduktion.



Figur 5: Skiss av processen för termisk hydrolys (Modifierad från Cambi 2015)

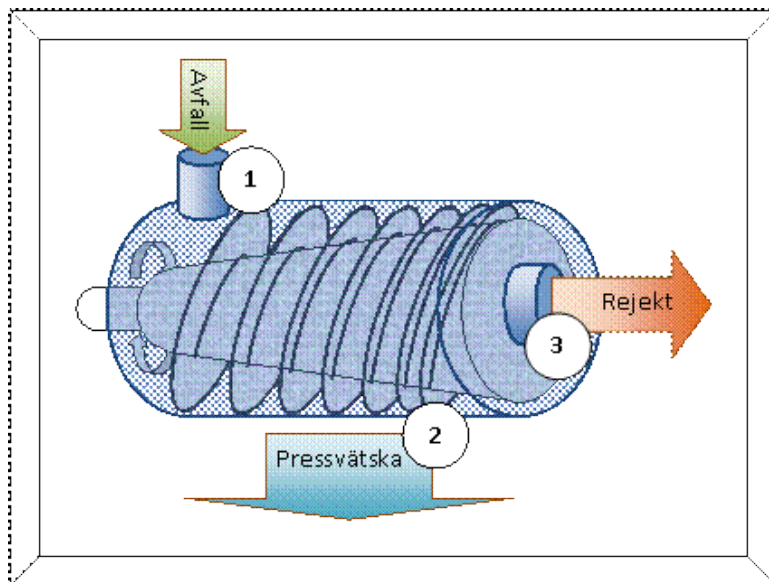
1. I pulperen förvärms det inkommande fiberslammet till 97 °C.
2. I reaktorn tryckkokas slammet vid 170°C med hjälp av ånga under 20 minuter (hygieniseras).
3. I en "flash tank" sänks trycket hastigt vilket orsakar en ångexplosion som sönderdelar (hydrolyserar) molekyler i slammet.

## Skruvpress

Utsorterat matavfall är i många fall alltför förorenat med metall, papper och plast för att kunna rötas. Skruvpressen är en beprövad förbehandlingsteknik i Sverige som förmår rena avfall som är förorenat med oönskade komponenter betydligt effektivare än andra sorteringsmekanismer (Eriksson och Holmström 2010).

Om matavfall är alltför förorenat för rötning efter konventionell sortering med sedimenteringsbassäng, sikt och magnet är skruvpressen kanske det enda fungerande alternativet. En skruvpress fungerar på principen att en konisk skruv i en perforerad cylinder pressar vätska och små partiklar ur söndermalt avfall. Den pressvätska som detta ger upphov till är tillräckligt ren för rötning. Det resterande materialet, rejektet, tas ut som en halvtorr fas i andra änden på skruvpresscylindern. (Eriksson och Holmström 2010)

Nackdelen med att använda skruvpress är att en betydande del av det rötbara organiska materialet i avfallet sorteras bort med det oönskade materialet (Hansen 2007). Detta leder till en förlust i biogaspotential. Alternativet är dock i vissa fall att det förorenade avfallet inte går att röta alls.



Figur 6: Skiss av skruvpressens funktion (Modifierad från Jae, E, 2001).

1. Söndermalt matavfall matas in i skruvpressen där det pressas och vattenbegjuts.
2. En våtfraktion pressas ut genom perforeringar i trumman och pumpas till rötammaren.
3. Den överblivna torrfraktionen (rejektet) tas ut i änden av skruvpressen och hanteras separat, oftast genom förbränning.

### **3. Metoder**

I metodavsnittet beskrivs i större detalj arbetet med de förbehandlingsmoduler som tillförts ORWARE , de olika scenarierna och antaganden samt utförda simuleringar

#### **3.1. Modellering**

ORWARE-modellen var redan när arbetet påbörjades en omfattande modell som kunde beräkna (uppskattningsvis) miljöpåverkan (GWP, AP, EP), Energianvändning och Ekonomisk kostnad (ej beräknad i detta arbete) för avfallshantering av diverse avfallstyper (se Bilaga B, Figur B1). I samband med detta examensarbete infogades delmoduler för de tre aktuella förbehandlingsteknikerna i förbehandlingsmodulen, en del av den undermodell i ORWARE som genomförde beräkningar för rötning av organiskt avfall (se Bilaga B, Figur B2).

Två av modulerna, ultraljudsbehandling(se Bilaga B, Figur B3) och termisk hydrolys (se bilaga B, Figur B4), konstruerades som en del av arbetet utifrån data insamlat som en del av litteraturstudien som låg till grund för teoriavsnittet ovan (se Förbehandlingsmetoder under Teori ). Den tredje förbehandlingsmodulen, skruvpress-separering (se bilaga B, Figur B5), lånades in från Mattias Bisallion på Profu eftersom den redan fanns konstruerad (Något som upptäcktes under arbetets gång). Information om skruvpressen finns även den inkluderad under Förbehandlingsmetoder i Teori-avsnittet ovan.

ORWARE-modellen modifierades även i en annan instans. I den del av modellen som simulerar förbränning ympades en modul för avvattning in före förbrännings-steget. Detta gjordes för att kunna räkna med att slam som förbrändes först avvattades, vilket är praxis vid förbränning av slam. Avvattningsmodulen kopierades från delmodellen för rötning. I sitt ursprungliga läge representerar avvattningsmodulen en avvattningscentrifug som används för att avvattna rötresten för enklare transport.

Delmodellen för förbehandling inför rötning innehöll ursprungligen funktioner för simulering av sortering (skivsikt & magnetseparator) och hygienisering av avfall innan rötning. Dessa funktioner användes i vissa av de scenarier som presenteras nedan.

### 3.2. Simulering

I arbetet simulerades miljöpåverkan, energianvändning och mängd nyttiga biprodukter från processer som genererar eller hanterar avfall med hjälp av ORWARE.

För vardera av de tre utvalda avfallstyperna simulerades ett antal avfallshanteringsprocedurer, ”scenarier”, för att beräkna energi- och miljöpåverkansvariablerna för avfallshantering med förbehandling och rötning och alternativa metoder för att kunna jämföra mellanskillnaden.

Det var totalt nio avfallshanteringsscenarier (se bilaga C för mer detaljer). Tre scenarier för vardera av tre olika avfallstyper. Varje grupp scenarier inkluderade ett scenario där avfall behandlades med en av de nya förbehandlingsmodellerna och rötning. Resterande scenarier var referensscenarier, två för varje avfallstyp, som behövdes som jämförelse (jämförande LCA). De nio simulerade scenarierna finns listade i tabell 1.

Tabell 1: Avfallshanteringsscenarion för jämförande livscykelanalys.

Scenario	Avfallstyp	Scenariobeskrivning
A	Bioslam	Slammet förbehandlas med ultraljud för att förebygga skummning, hygieniseras och rötas. Biogasen uppgraderas till fordonsgas och rötresten blir biogödsel och sprids på åkrar.
B	Bioslam	Slammet komposteras med trädgårdsavfall och schacktmassor. Blandningen används som deponitäckningsmaterial
C	Bioslam	Avvattnat slam förbränns i en CFB-panna. Fjärrvärme och kraftvärme genereras. Askan läggs på deponi.
D	Fiberslam	Slammet förbehandlas med termiskhydrolys och rötas. Biogasen uppgraderas till fordonsgas och rötresten blir biogödsel och sprids på åkrar.
E	Fiberslam	Avvattnat slam bränns i en CFB-panna. Fjärrvärme och kraftvärme genereras. Askan läggs på deponi.
F	Fiberslam	Slammet rötas utan förbehandling. Biogasen uppgraderas till fordonsgas och rötresten blir biogödsel och sprids på åkrar.
G	Matavfall	Matavfallet sönderdelas och separeras med skruvpress. Pressvätskan hygieniseras och rötas. Skruvpressrejektet bränns i CFB-panna. Biogasen uppgraderas till fordonsgas och rötresten blir biogödsel och sprids på åkrar. Askan läggs på deponi.
H	Matavfall	Matavfallet sönderdelas och sorteras ”traditionellt”, hygieniseras och rötas. Rejektbränns i CFB-panna. Askan läggs på deponi. Biogasen uppgraderas till fordonsgas och rötresten blir biogödsel och sprids på åkrar.
I	Matavfall	Som scenario G fast rejektet återvinns med hjälp av THP och rötas även det

## **Antaganden**

Vissa faktorer/parametrar i simuleringarna, som vilka avfallshanteringsmetoder som sades vara konventionella, vilken typ av elektricitetsproduktion elkraften kom ifrån och hur stora transportsträckor systemet innehöll, blev utvalda i samråd med projektets handledare (Ola Norrman Eriksson) samt i vissa fall efter eget huvud.

I alla simuleringarna gjordes följande antaganden:

- I. Rötningen angavs vara mesofil eftersom majoriteten (91%) av våtrötningen i Sverige är mesofil (Energimyndigheten 2012).
- II. Modellen räknar med att all producerad biogas uppgraderas till fordonsgas och används i personbilar. Detta görs därför att biogasen gör störst miljönytta som substitut för bensin i personbilar.
- III. All förbränning skedde i en cirkulerande fluidbäddsförbränningspanna (CFB) på grund av dess goda förmåga att förbränna slam (med hög vattenhalt).
- IV. I simulationerna bröt termisk hydrolys bara ned kolhydrater då det aktuella överslammet huvudsakligen bestod av olika kolhydrater.
- V. För de scenarion där skruvpress användes antogs att elanvändning för malning innan skruvpressbehandlingen ingick i skruvpressens elanvändning samt att skruvpressmodellen (Mattias Bisallios skruvpressmodell, se kap 3.1) liksom den initiala ORWARE- versionen inte innehåller några felaktigheter.
- VI. För samtliga simulationer gjordes ett marginalantagande att skillnader i elanvändning/elgenerering kompensades med el från kolkraft i de jämförande livscykelanalyserna. Detta är praxis för LCA och beror på att öknings av det totala elbehovet i samhället i regel regleras med mer kolkraft.

Slutligen antogs även att de sedan tidigare befintliga delarna och parametervärdena i ORWARE var representativa för sina motsvarigheter i det reella avfallshanteringssystemet.

## **Redovisning**

I ORWARE ingår en funktion som skickar simuleringarnas resultat till en xls-fil. Funktionen ger en omfattande tabell med data om de olika avfallshanteringsscenariernas miljöpåverkan och energianvändning/energigenerering samt vilken nytta biprodukter som kan utvinnas ur avfallshanteringen har.

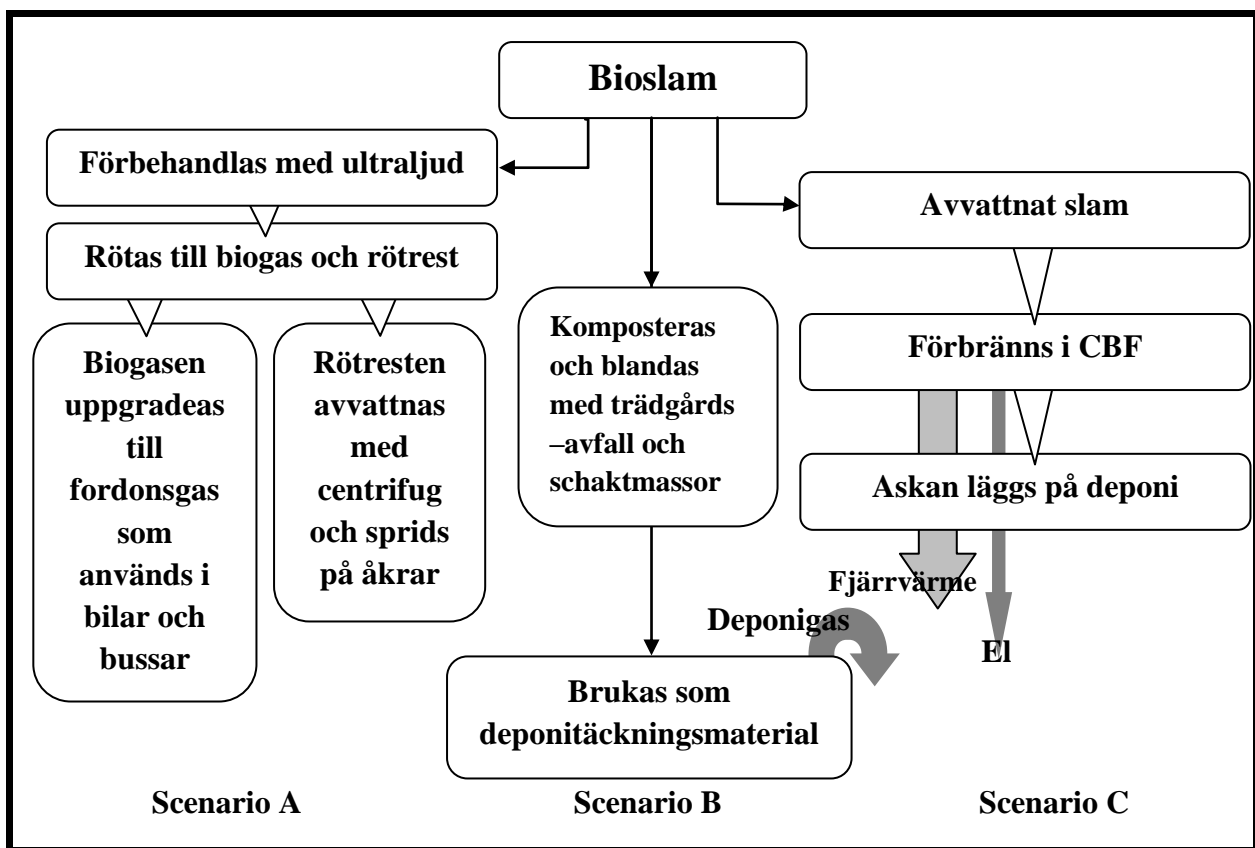
Energianvändningen/energigenereringen presenteras med avseende på el, värme och diesel/fordonsgas. ORWARE ger även värden på de nyttiga biprodukter som avfallshanteringen ger upphov till. I den här rapporten ligger dock fokus på miljöpåverkan och energi och nyttiga biprodukter tas därför endast upp för att lättare förklara avfallshanteringsscenariernas miljöpåverkan. Resultaten redovisas per ton VS (volatile solids) d.v.s. per ton rötbar torrsbstans eftersom VS-halt kan variera avsevärt mellan olika avfall av samma avfallstyp och för att resultaten ska vara mer jämförbara med andra simuleringar som har gjort på detta sätt.

### Scenarier med bioslam

Modellen för förbehandling med ultraljud användes i scenario A för att simulera förbehandling av överskottslam från biologisk rening av avloppsvatten, här kallat bioslam, inför rötning. Bioslam kan i många fall inte rötas på grund av skumning i röt-kammaren vilket ultraljudsbehandling i teorin ska förebygga och är därav av intresse.

Data för bioslammet är framtagen av IVL i samband med utvecklingen av ORWARE och är en del av modellens tillhörande databas.

För att uppskatta nyttan av att kunna röta bioslam jämfördes resultatet från simuleringen av det första scenariot med simuleringsresultatet av två andra scenarion (scenario B & C) som fungerade som referens. Båda de alternativa scenarierna representerade konventionella metoder att hantera överskottslam. Det ena av referensscenarierna (scenario B) slutade med att bioslammet användes som deponitäckning och det andra (scenario C) inkluderade förbränningen av avvattnat bioslam i en cirkulerande fluidbädd (CFB). I figur 7 presenteras de tre simulerade scenarierna A, B och C med de olika avfallshandlingsstegen representerade.

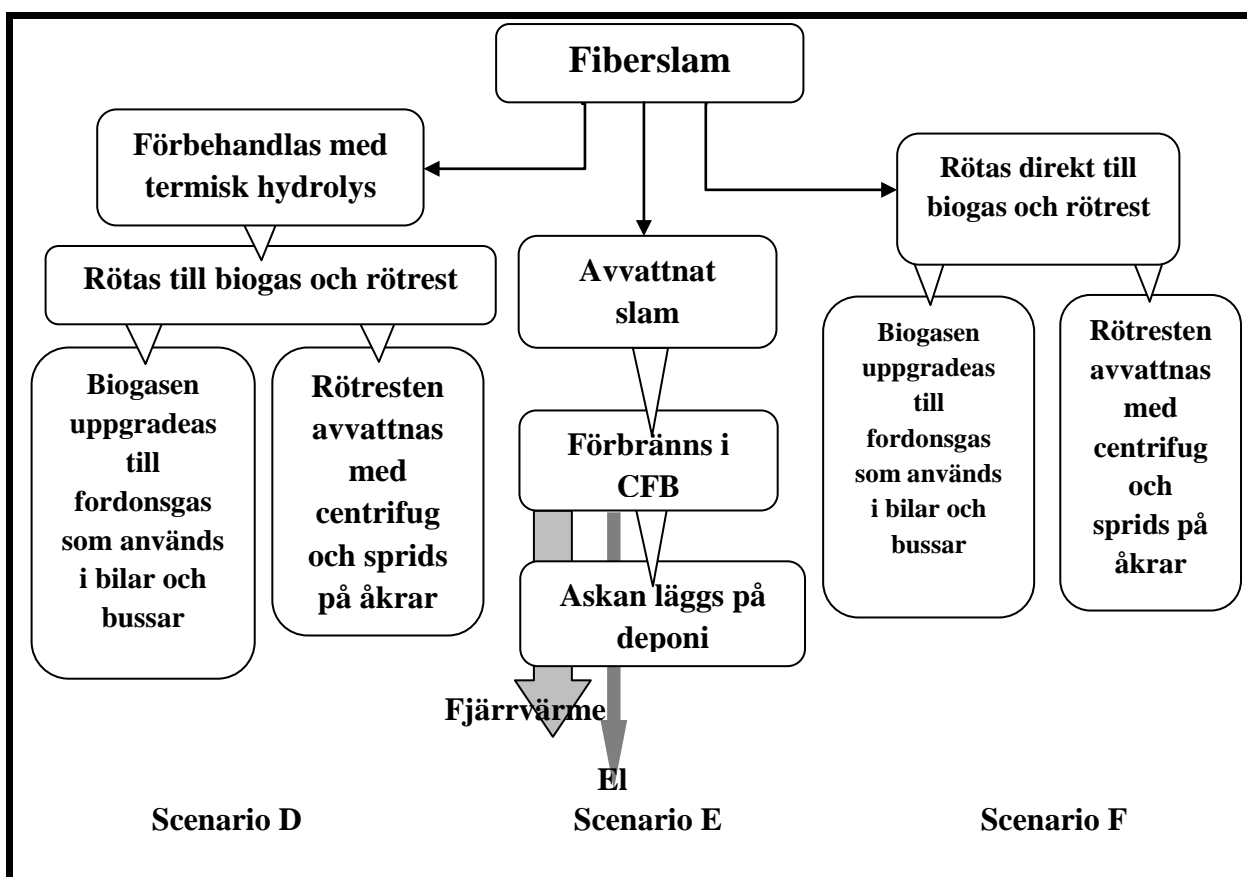


Figur 7: Överblick av avfallshandlingsscenarier där bioslam behandlades.

### Scenarier med fiberslam

Modellen för termisk hydrolys användes i scenario D för att simulera förbehandling av fiberslam från skogs- och massaindustrin inför rötning. Fiberslam har ett högt innehåll av svårnedbrytbar lignocellulosa. Data för fiberslammet är framtagen som en del av det här arbetet och dess beräkningsunderlag finns beskrivet i bilaga A. Fiberslammet är tänkt att representera avfallsslam från massaindustrin som har ett relativt högt innehåll av biologiskt svårnedbrytbara kolhydrater.

Resultatet från den första simuleringen med fiberslam (scenario D) jämfördes med resultaten från ett scenario (scenario E) där fiberslammet avvattnas och förbränns i en cirkulerande fluidbädd, vilket representerade konventionell avfallshantering av fiberslam. Ett tredje scenario (scenario F) simulerades där fiberslam matades direkt till rötning utan att förbehandlas. Detta anses, i verkligheten, vara en för långsam process men den tjänade som en referens till hur mycket den termiska hydrolysen bidrar med. I figur 8 presenteras de tre scenarierna, D, E och F med de olika avfallshandlingsstegen representerade.



Figur 8: Överblick av avfallshandlingsscenarier där fiberslam behandlades.



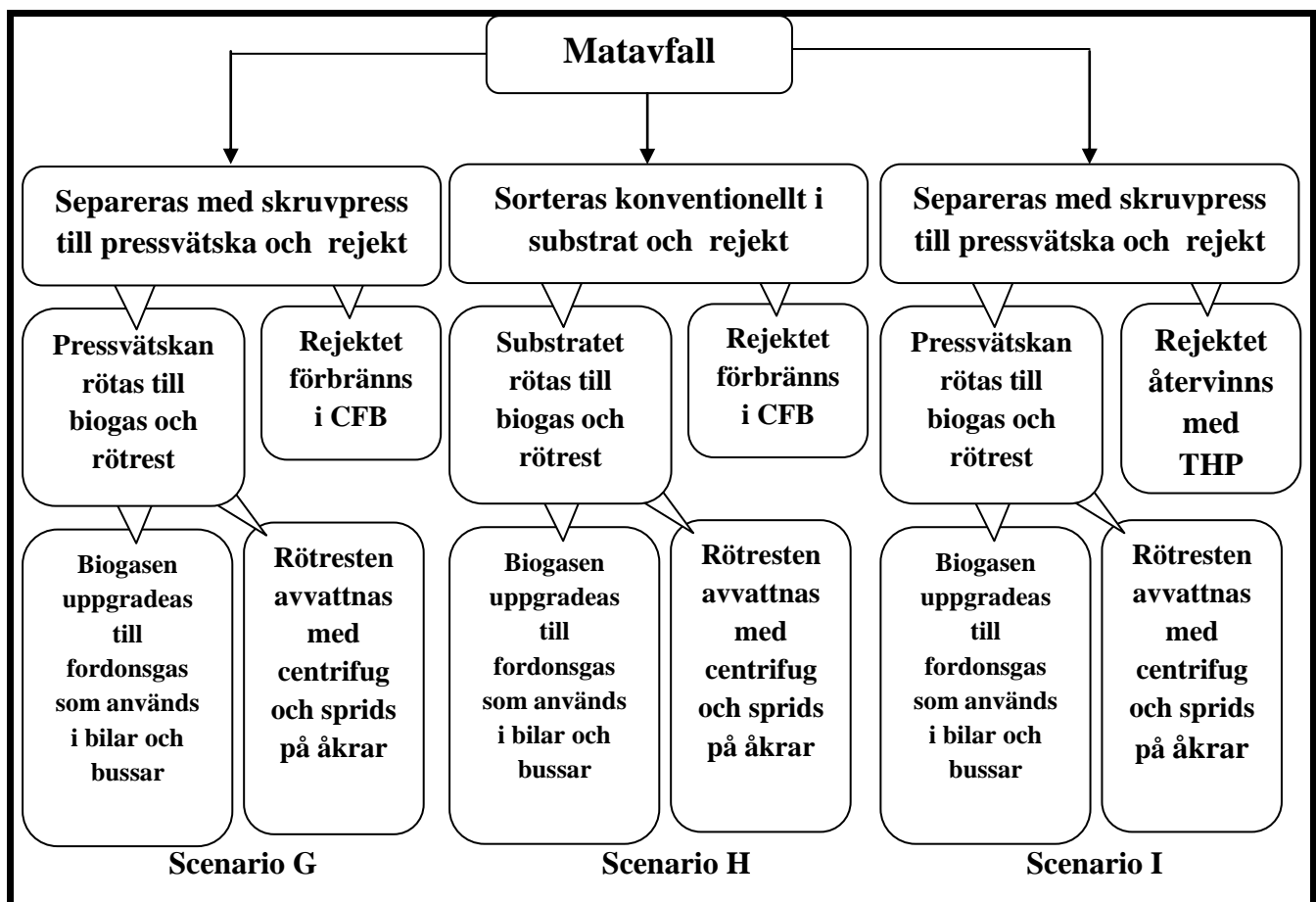
### Scenarier med matavfall

Modellen för behandling med skruvpress användes i simulationen av ett scenario (scenario G) där plast, metall, sand och större fibrer med mera separerades från matavfall med hjälp av skruvpress. Det utsorterade materialet, rejektet, skickades till förbränning i CFB och den del av avfallet som passerade igenom skruvpressen skickades vidare till rötning .

Data för matavfallet är framtaget för den danska avfallshanteringsmodellen EASEWASTE.

Som referens till det första scenariot med matavfall simulerades ett scenario (scenario H) där matavfallet renades från oönskat material med mer konventionella metoder (sandfång, sikt, magnetseparator) och sedan skickades till rötning. Även då skickades det utsorterade materialet till förbränning i CFB.

Ett tredje scenario (scenario I) med matavfall simulerades också. Det var likadant som det första med undantaget att rejektet återvanns genom att skickas till behandling med konventionella reningsmetoder (som i scenario H), och sedan vidare till behandling med termisk hydrolys och rötning. Scenario I har endast teoretisk grund men är intressant för att se vilken effekt skruvpressen har och om det är möjligt att undvika förlusten av det rötbara material som följer med rejektet vid någon form av separeringsprocess. I figur 9 presenteras de tre scenarierna G, H och I med de olika avfallshanteringsstegen representerade.



Figur 9: Överblick av avfallshanteringsscenarier där matavfall behandlades.

## 4. Resultat

### 4.1. Modulernas uppbyggnad

De nya förbehandlingsmodellerna ligger som delmodeller till ORWARE:s rötningsmodell (närmare bestämt under kategorin ”pretreatment”). För en mer detaljerad och grafisk beskrivning av förbehandlingsmodellerna konstruerade i detta arbete se bilaga B.

#### **Modul för förbehandling med ultraljud**

Ultraljudsmodellen är en mycket enkel struktur som i praktiken endast räknar ut elanvändningen för ultraljudshornen (se avsnitt 2.4). Detta eftersom det är svårt att reflektera ultraljudbehandlingens effekt på bioslam i avfallsvektorns olika variabler. Det saknas variabler som beror av hur mycket bakteriella filament och flockar som finns i slammet.

#### **Modul för förbehandling av fiberslam med termisk hydrolysis**

Modellen för termisk hydrolysis är anpassad för att ge en representation av den termiska hydrolysisens inverkan på avfall med hög halt av kolhydrater så som fiberslam. Modellen reducerar avfallsvektorns variabler för lignin och cellulosa samt adderar skillnaden till variabeln för socker i avfallet. Effekten är begränsad och påverkar alltså inte avfallets innehåll av protein eller fett och bör i sin nuvarande form inte användas med substrat som inte domineras av kolhydrater.

Modellen för termisk hydrolysis inkluderar en funktion för att ändra avfallets temperaturparameter samt funktioner för att beräkna processens värmeanvändning och värmeåtervinning (återvinning av ånga).

#### **Modul för separering med skruvpress**

Modellen för separering med skruvpress var tänkt att konstrueras som en del av detta examensarbete. Detta visade sig vara onödigt då en modell för detta redan existerade. Den modell som användes för att simulera skruvpressens funktion konstruerades av Mattias Bisailion som arbetar på företaget Profu (som varit delaktiga i utvecklandet av ORWARE). I detta arbete testades denna modell i simulationer av matavfallshantering och jämfördes med modeller för ”traditionell förbehandling” (se avsnitt 2.5).

Modellens funktion är att den plockar olika andelar av avfallets lignin, socker, fett, protein, vatten, kväve (olika former av N), cellulosa och totalt (fossilt och biologiskt) kolinnehåll samt EN bestämd fraktion av övriga ämnesvariabler som alla går till pressvätskan (som ska rötas). Våtfraktionens variabler subtraheras från den ursprungliga avfallsvektorn som därefter benämns rejekt.

Till skillnad från de modeller som konstruerats i det här arbetet kan skruvpressmodellen även beräkna elanvändning och ekonomiska kostnader för förbehandling med skruvpress. Skruvpressmodellen är baserad på Eriksson och Holmströms examensarbete (2010) samt platsspecifika data från rötningsanläggningen i Borås.

#### **Övriga modelländringar**

I samband med att de tre modulerna implementerades vid LCA-simuleringen så gjordes också ett antal andra anpassningar i ORWARE. För var och en av de specificerade avfallstyperna lades ingångar och utgångar för data till de berörda delmodellerna. Detaljer om respektive scenarios uppställning finns i bilaga D.

På ingången för slam till förbränningsmodellen lades det till en modul för slamavvattning med centrifug. Avvattningsmodellen kopierades från rötningsmodellen där den används för att avvattna rötrest (rötslam). Det upptäcktes dock mot slutet av arbetet att indata för bioslam och fiberslam redan hade högre torrsustanshalt än vad avvattningsmodellen gav. Därför användes inte avvattningsmodellen i de slutgiltiga simuleringarna.

Vidare gjordes betydande parameterändringar i delmodellen för deponi av slam för att få dess beräkningar att efterlikna nedbrytningsprocessen av bioslam när det används som deponitäckningsmaterial. Följande anpassningar baserades på information från Avfall Sverige (2012). För det första ansattes det att ingen deponigasutvinning skedde från nedbrytningen av täckningsmaterialet. Sedan ansattes det att 50 % av metangasen från täckmaterialet oxiderades i deponin då optimala oxidationsförhållanden i regel eftersträvas i täckmaterialet i verkliga sammanhang. Slutligen gjordes en anpassning till att bioslammet i regel blandas med trädgårdsavfall och schacktmassor och komposteras innan det läggs som täckmaterial på deponi.

Den sistnämnda anpassningen genomfördes genom att ansätta modellens fördelningsparametrar så att andelen av slammets organiska kol som omvandlades till metangas var 25 %. Enligt Carlström (2006) ombildas ca 25 % av organiskt kol som komposteras till metangas och resten till koldioxid.

## 4.2. Simuleringsresultat

I figurerna 10 till 27 visas differensen mellan två av de simulerade scenarierna för att presentera jämförelser dem emellan med avseende på var och en av de tre miljöpåverkansvariablerna (GWP, AP och EP). Jämförelserna är mellan det primära scenariot och ett av referensscenarierna i samma grupp av simulerade scenarier. Till exempel jämförs det primära scenariot A med referensscenariot B med avseende på en av de tre miljöpåverkansvariablerna i figurerna 10, 12 och 14. Det är dessa jämförelser som utgör miljöpåverkans-bedömningen för arbetets jämförande livscykelanalyser. Differensen i figurerna räknas ut enligt formel 1.

$$MPV_{\text{differens}} = MPV_{\text{primär}} - MPV_{\text{referens}} \quad (1)$$

Där MPV är en av miljöpåverkansvariablernas bidrag från en av de 9 termer som resultaten är uppdelade i eller deras nettopåverkan (nettodifferens). Formeln gäller alla termer för alla tre miljöpåverkansvariablerna.

Av de 9 termerna motsvarar 5 termer olika lätt urskiljbara processer i ett reellt avfallshanteringssystem och 4 är kompenserande produktion av olika nyttor som avfallshanteringssystemet ger upphov till. Till exempel kompenseras den fordonsgas som produceras i rötningsscenarierna med motsvarande mängd bensin. Bensinen antas produceras och förbrukas i ett system utanför avfallshanteringsmodellen som ger upphov till sina egna utsläpp. I tabell 2 finns de 9 termerna beskrivna.

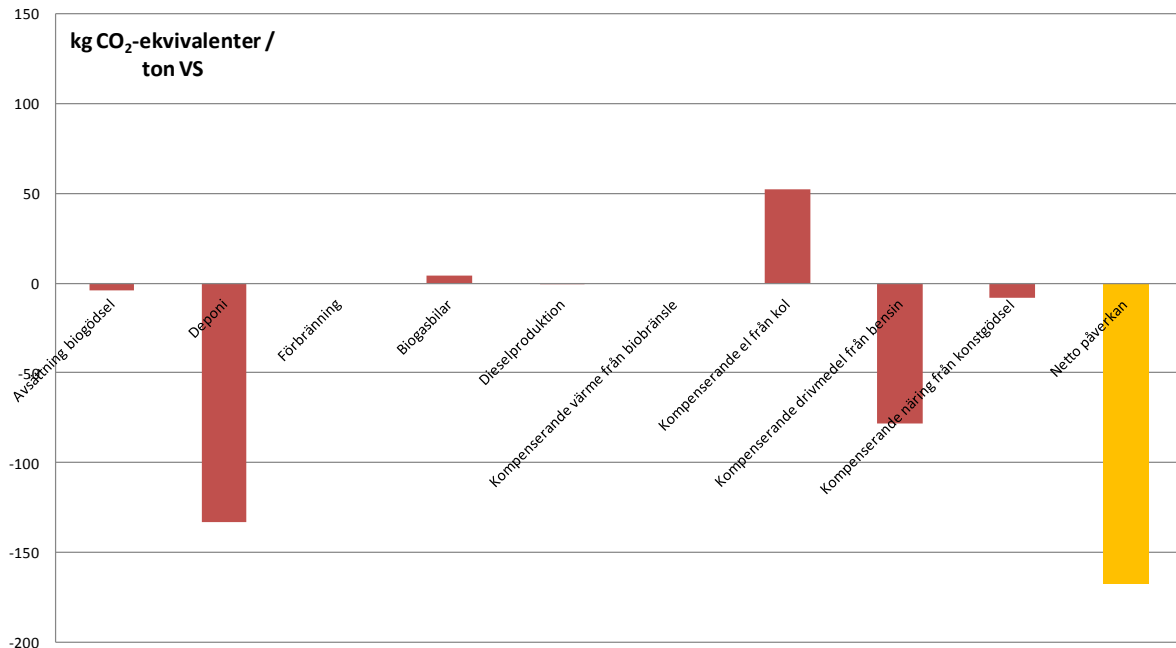
Tabell 2: Bidragande termer till miljöpåverkansvariablerna förklarade.

Term	Representerar utsläpp från...
<b>Avsättning av biogödsel</b>	Transport och spridning av biogödsel samt läkage av och växtupptag av näring från biogödsel på åkermark.
<b>Deponi</b>	Hantering av avfall vid deponering och läkage från deponi under ”överskådlig tid”.
<b>Förbränning</b>	Förbränning av avfall i CFB med tillhörande gasrening.
<b>Biogasbilar</b>	Uppgradering av biogas till fordonsgas och förbrukningen av fordonsgas i personbilar.
<b>Dieselproduktion</b>	Förbrukningen av diesel i fordon vid insamling och transport av avfall.
<b>Kompenserande värme från biobränsle</b>	Värmegenerering värmegenerering från pellets som kompenserar för skillnaden i värmeanvändning/värmegenerering mellan de jämförda scenarierna.
<b>Kompenserande drivmedel från bensin</b>	Produktion och förbrukning av bensin i personbilar som kompenserar för skillnaden i fordonsgasproduktion mellan de jämförda scenarierna.
<b>Kompenserande näring från konstgödsel</b>	Produktion och användning av konstgödsel på åkrar som kompenserar för skillnaden i biogödselproduktion mellan de jämförda scenarierna.

I kommentarerna till figurerna 10 till 27, i detta avsnitt, tas förhållandet mellan jämförelsernas nettopåverkan och det primära scenariots (A, D eller G) totalpåverkan upp med avseende på den aktuella miljöpåverkansvariabeln. Totalpåverkan är dock inte något som kan utläsas ur figurerna utan är ett värde hämtat från den excel-fil som modellens utdata samlas i (se bilaga D). Förhållandet presenteras för att ge en uppfattning om nettopåverkans betydelse i ett helhetsperspektiv. En mindre andel betyder att den aktuella skillnaden är mindre signifikant. Det går till exempel att utläsa att skillnaden mellan scenarierna D och E är relativt obetydlig i förhållande till hela systemets miljöpåverkan. Hur signifikant de olika resultaten är har dock inte analyserats i detta arbete.

I kommentarerna till vissa figurer tas det upp hur mycket el, värme och diesel som används för att producera 100 kWh fordonsgas med rötning av förbehandlat organiskt avfall eller närmare bestämt de röttningsprocesser som används i scenarierna A, D och G. Observera att i dessa värden finns den eventuella el och värme som genereras om till exempel avfallet skulle förbrännas inte inräknad.

## Rötning av ultraljudsbehandlat bioslam

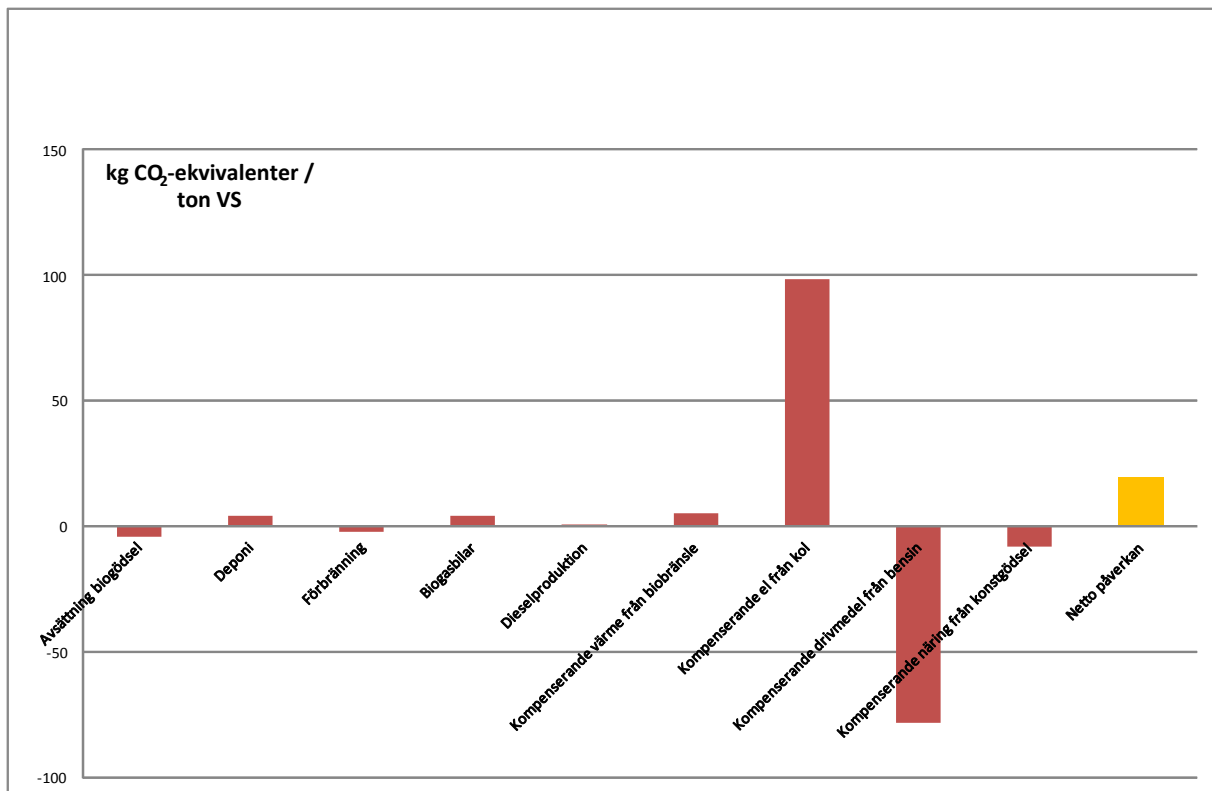


Figur 10: Växthusgaspotential. Jämförelse mellan rötning av bioslam och dess användning som deponitäckningsmaterial. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanteringsscenarierna : A och B (rötning minus deponi). Termerna för deponering har negativt tecken.

I Figur 10 syns den stora skillnaden mellan att röta slam istället för att bara låta det ligga och brytas ned (kompost och deponitäckning). Skillnaden beror närmare bestämt på att vid rötning samlas metangasen in och förbränns (med vinst) men på deponi läcker en del av metangasen ut och påverkar klimatet, resten samlas in för att bara oxideras (brännas upp).

Bara nettodifferensen mellan Rötning och Deponi är betydligt större än den totala växthusgaspotentialen för rötning av bioslam. Rötning av bioslam är troligtvis fördelaktigt framför deponi av bioslam med avseende på växthusgaspotential.

Den totala differensen i figur 10, 166 kg CO<sub>2</sub>-ekv/ton VS, utgör mer än halvvannan gång av den totala GWP som beräknats för scenario A, 104 kg CO<sub>2</sub>-ekv/ton VS. Differensen i figur 10 utgör även hela 61% av den totala GWP från scenario B (Deponi).

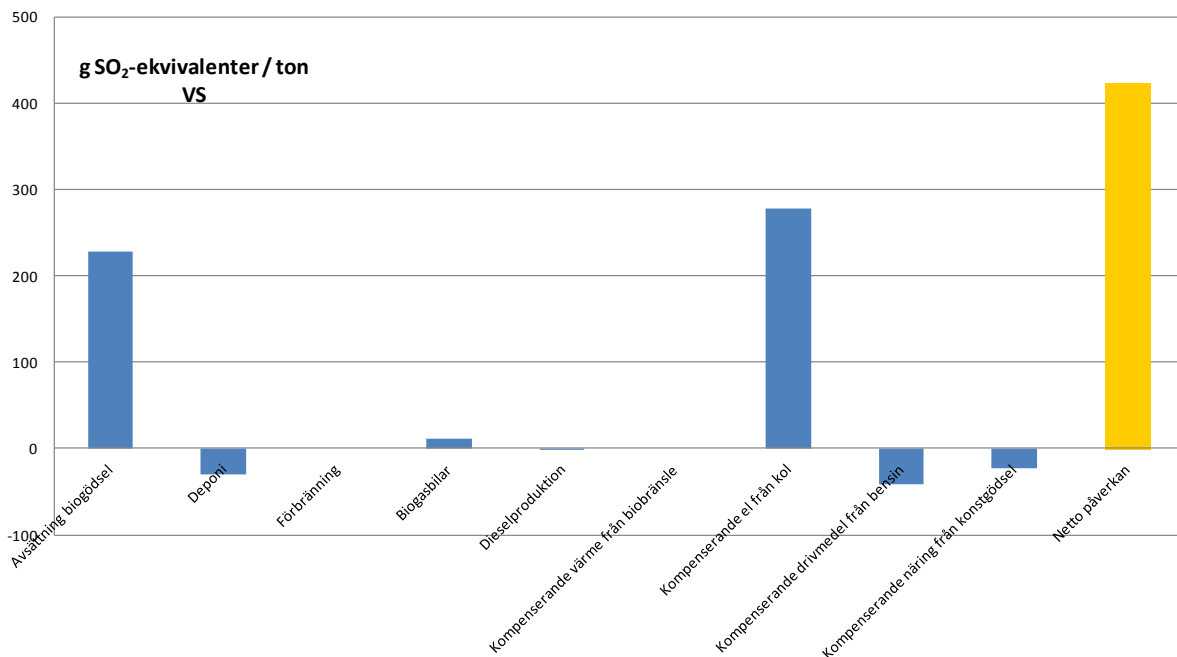


Figur 11: Växthusgaspotential. Skillnad mellan rötning av bioslam och förbränning. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanteringsalternativen: A och C (rötning och förbränning). Termerna från förbränning har negativt tecken.

Nettodifferensen i figur 11 är liten i jämförelse med den totala GWP från rötningsscenarioet, 19,4 kg CO<sub>2</sub>-ekv/ton VS jämfört med 104 kg CO<sub>2</sub>-ekv/ton VS utgör endast ca 19%. Med tanke på att beräkningarna endast är uppskattningar kan den skillnaden ifrågasättas.

De dominerande termerna i figur 11, ”kompenserande el från kol” och ”kompenserande drivmedel från bensin” beror på att förbränning genererar 67 kWh el (88% elanvändning) samt att rötningen genererar 222 kWh fordonsgas per ton VS avfall.

Rötningssprocessen i scenario A använder 32 kWh av olika energibärare (el, värme och diesel) varav 86 % är el för varje 100 kWh fordonsgas som produceras.

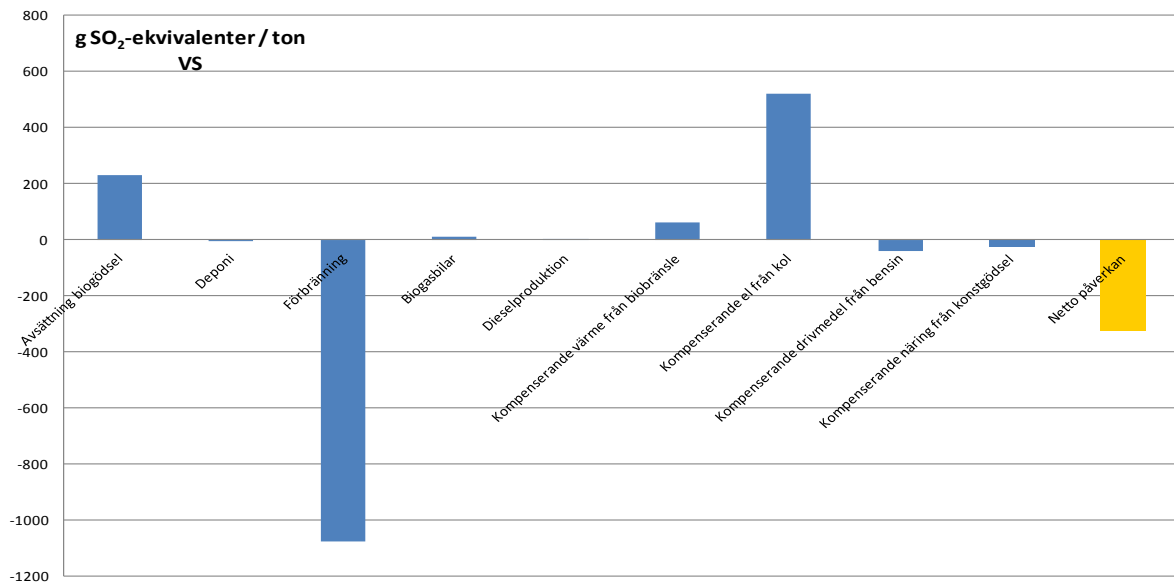


Figur 12: Försurningspotential. Jämförelse mellan rötning av bioslam och dess användning som deponitäckningsmaterial. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanteringsscenarierna : A och B (rötning minus deponi). Termerna för deponering har negativt tecken.

Nettodifferensen i försurningspotential mellan deponi och rötning motsvarade en ökning på 106% om bioslam rötades istället för att deponeras. Den avsevärda skillnaden är tillräcklig för att bedöma rötning av bioslam som ofördelaktig jämfört med deponi, med avseende på försurningspotential. AP för scenario B var 398 g SO<sub>2</sub>-ekv./ton VS jämfört med nettodifferensen 422 g SO<sub>2</sub>-ekv./ton VS.

Den totala försurningspotentialen för rötning av bioslam (scenario A) beräknades till 821 g SO<sub>2</sub>-ekv./ton VS.

De dominerande försurande faktorerna från rötning av bioslam beror på ammoniakavgång från gödselspridning och kväve- och svaveloxider från förbränning av kol.



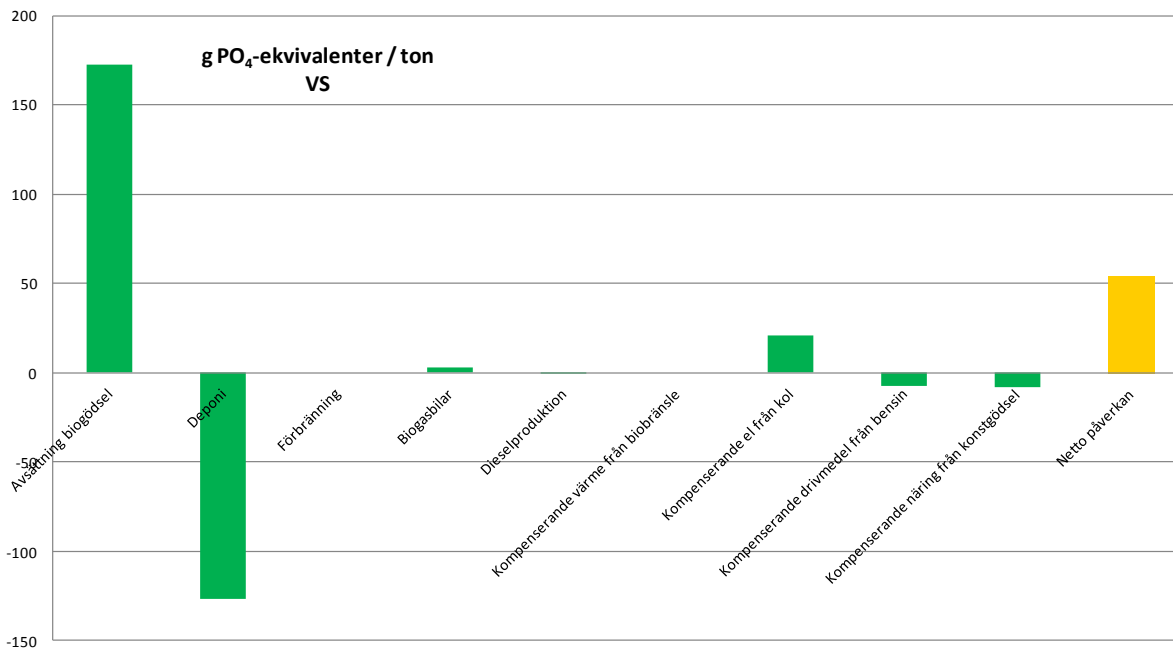
Figur 13: Försurningspotential. Jämförelse mellan rötning och förbränning av bioslam. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanteringsscenarierna A och C (rötning och förbränning). Termerna för förbränning har negativt tecken.

Nettodifferensen i försurningspotential mellan rötning och förbränning motsvarar en minskning på 39% om bioslam rötas istället för att förbrännas. Vilket utgör en tillräcklig grund för att föredra rötning av bioslam (scenario A) framför förbränning (scenario C) med avseende på försurningspotential.

Total AP för scenario A var som sagt 821 g SO<sub>2</sub>-ekv./ton VS som jämförs med 1140 g SO<sub>2</sub>-ekv./ton VS för scenario C (förbränning).

I figur 13 beror de största tre största termerna på ammoniakavgång vid spridning av biogödsel på åkrar och kväve-/svaveloxider från förbränning av bioslam eller kompenserande kolkraft.

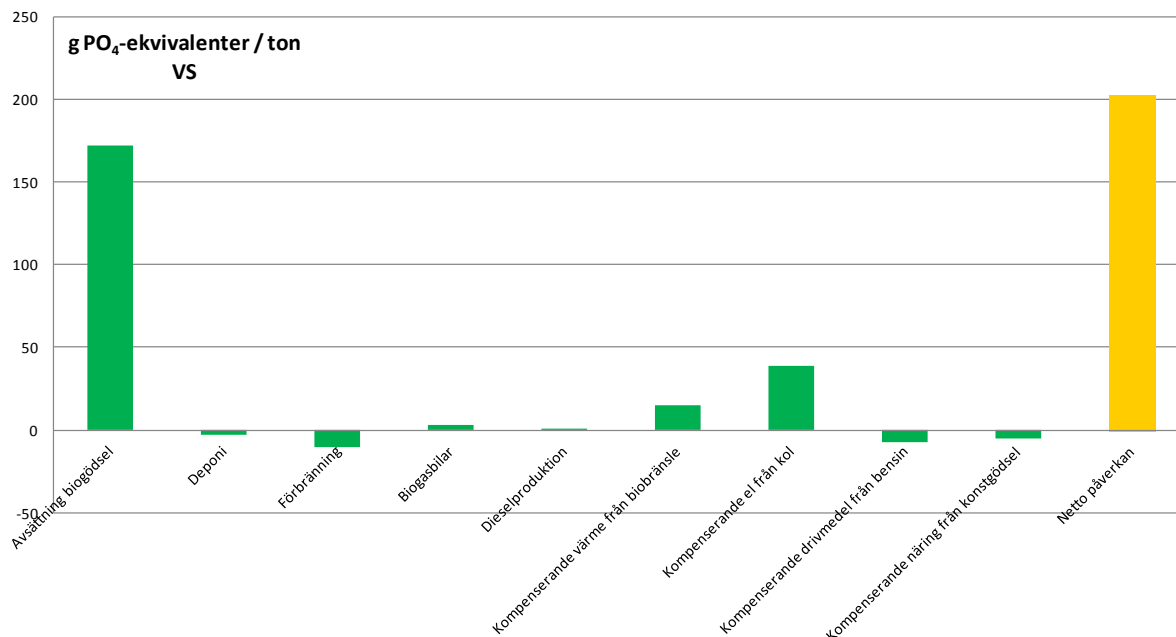




Figur 14: Övergödningspotential. Jämförelse mellan rötning av bioslam och dess användning som deponitäckningsmaterial. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanteringsscenarierna A och B (rötning och deponi). Termerna för deponering har negativt tecken.

Nettodifferensen i övergödningspotential i figur 14 motsvarar en ökning på 31% om bioslam rötas istället för att läggas på deponi. Det är en relativt liten skillnad men är troligtvis av tillräcklig betydelse för att bedöma att deponi är att föredra framför rötning med avseende på övergödning. Total EP för scenario A är 228 g PO<sub>4</sub>-ekv./ton VS jämförs med 174 g PO<sub>4</sub>-ekv./ton VS för scenario B

I Figur 14 beror de största termerna främst på urlakning av nitrater ur åkerjorden respektive urlakning av ammoniak och fosfor från slammet som ligger på deponi.

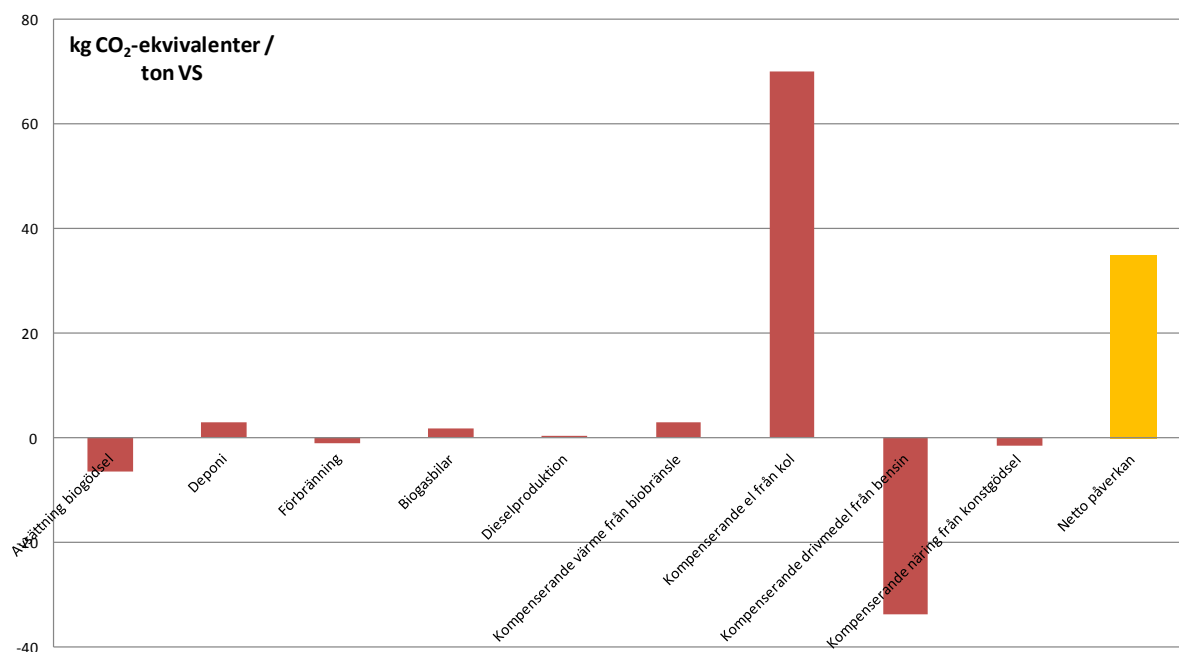


Figur 15: Övergödningspotential. Jämförelse mellan rötning och förbränning av bioslam. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanteringsscenarierna A och C (rötning och förbränning). Termerna för förbränning har negativt tecken.

Nettodifferensen i figur 15 är likvärdigt med hela 87 % av den totala EP för scenario A. Det beror på att totala EP för scenario C bara motsvarar 12,5 % av totala EP för scenario A. Ett förhållande som klart talar för förbränning framför rötning av bioslam med avseende övergödningspotential.

I figur 15 beror termen ”avsättning av biogödsel” främst på urlakning av nitrat från åkerjorden. Avgång av flyktig ammoniak vid spridning av biogödsel har också ett betydande bidrag till termens storlek.

## Rötning av fiberslam behandlat med termisk hydrolys

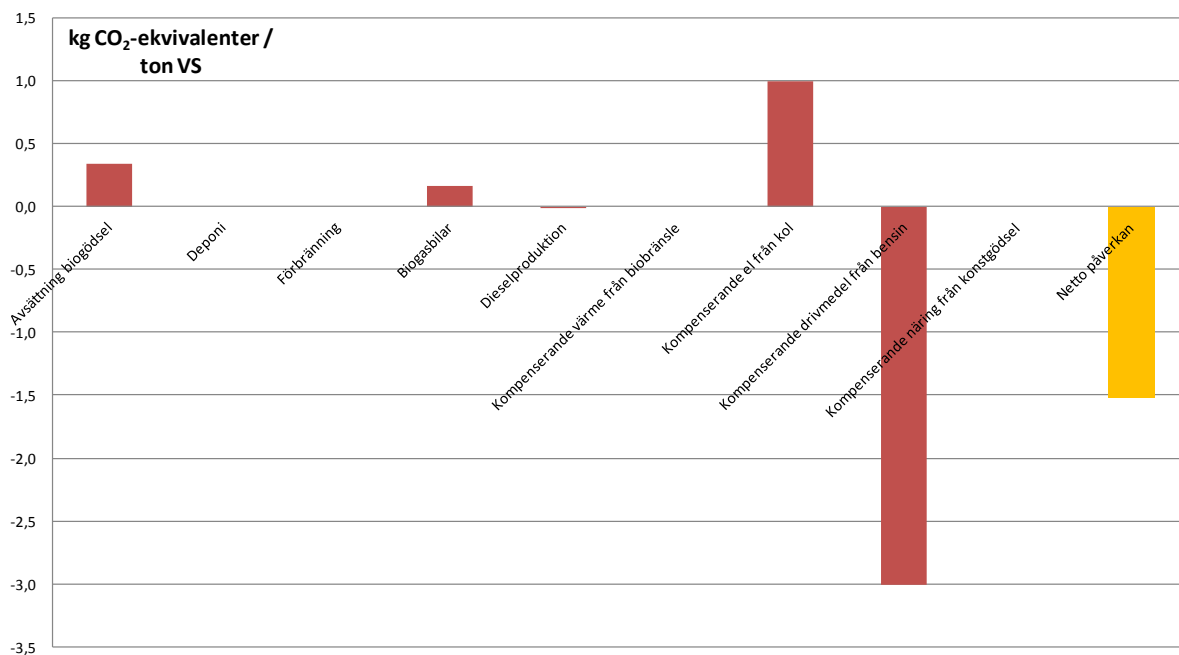


Figur 16: Växthusgaspotential. Jämförelse mellan rötning och förbränning av fiberslam. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanteringsalternativen D och E (rötning och förbränning). Termerna för förbränning har negativt tecken

Nettodifferensen i Figur 16 motsvarar en 51 %-ökning av GWP om fiberslam rötas istället för att förbrännas. En skillnad som definitivt förespråkar förbränning av bioslam om möjligt.

Den totala GWP för scenario D (THP + rötning) är 68,4 kg CO<sub>2</sub>-ekv./ton VS jämfört med 33,4 kg CO<sub>2</sub>-ekv./ton VS för scenario E (förbränning).

Även i denna jämförelse mellan rötning och förbränning av slam (se Figur 11) är den kompenserande elen från kolkraft den största termen men här är det elanvändningen för röttningsprocessen (med THP) som orsakar den största skillnaden. Den kompenserande kol-elen beror till 55 % på driften av THP och 45% på kompensering av förbränningens elgenerering).

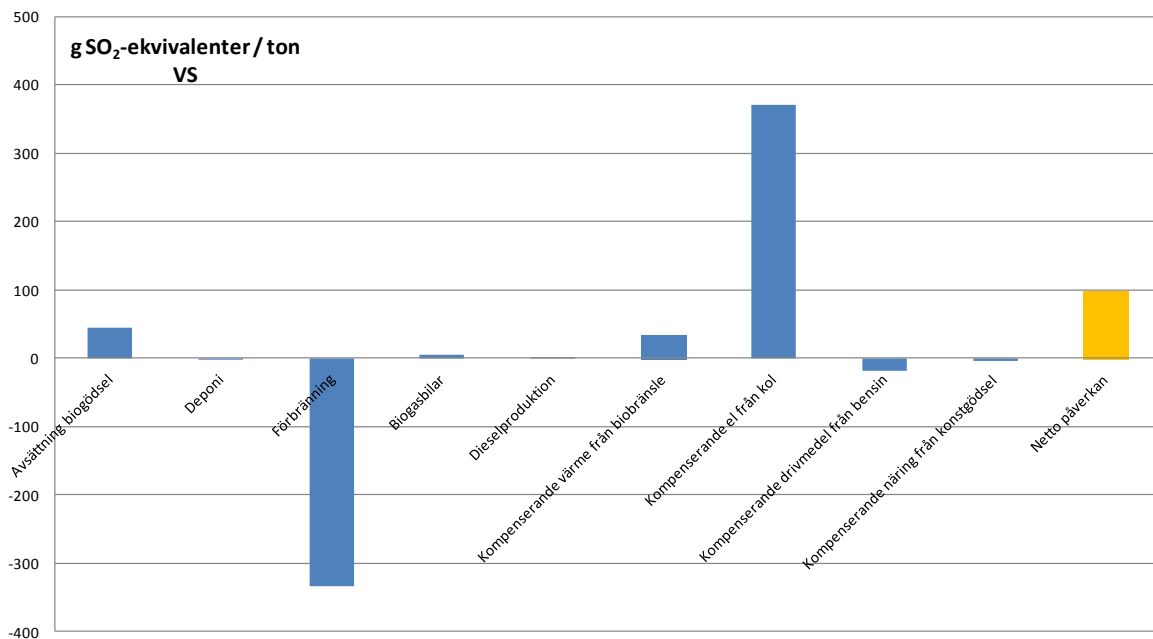


Figur 17: Växthusgaspotential. Jämförelse mellan rötning av fiberslam med och utan THP. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanteringsalternativen D och F (THP + rötning och bara rötning). Termerna från bara rötning har negativt tecken.

Nettodifferensen i figur 17 motsvarar endast ca 5 % av den totala GWP som rötning av THP-behandlad fiberslam ger upphov till. Ett förhållande som här måste anses otillräckligt som en grund att kosta på utrustning för termisk hydrolys.

Total GWP från rötning av fiberslam med THP-förbehandling är 72 kg CO<sub>2</sub>-ekv./ton VS

Rötningsprocessen i scenario D använder 90 kWh av olika energislag (el, värme, diesel), varav 71 % är kol-el, för att producera 100 kWh fordonsgas. Rötning av fiberslam är, om detta stämmer, ett ineffektivt sätt att producera fordonsbränsle även med hjälp av termisk hydrolys.

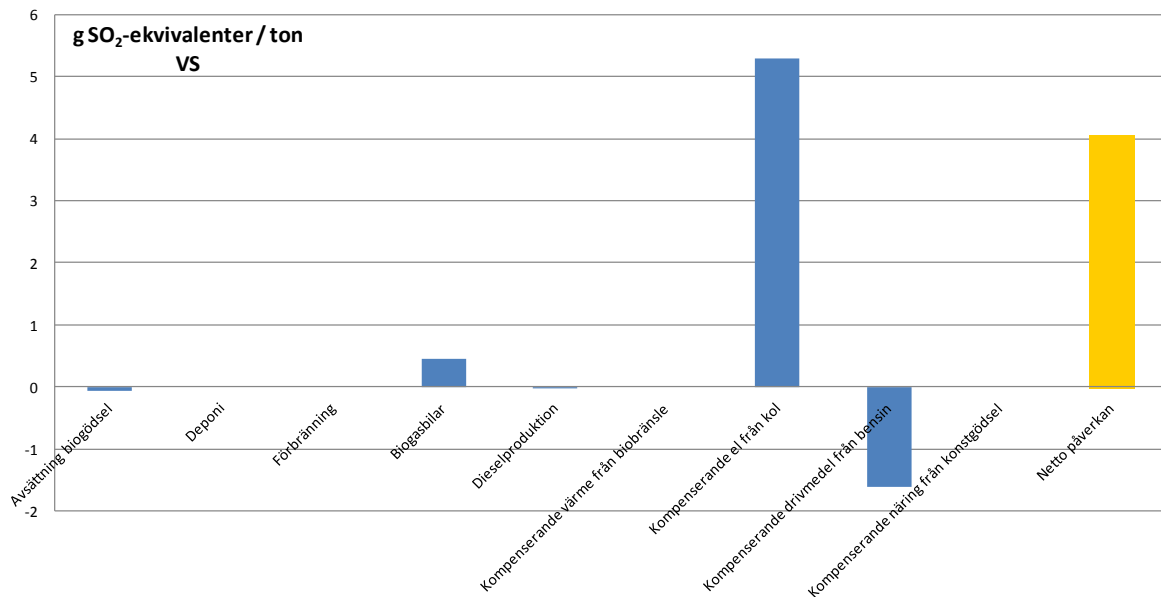


Figur 18: Försurningspotential. Jämförelse mellan rötning och förbränning av fiberslam. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanteringsalternativen D och E (rötning+THP och förbränning). Termerna för förbränning har negativt tecken

Nettodifferensen i Figur 18 innebär en 22-procentig ökning av försurningspotentialen hos fiberslamhantering om det förbehandlas och rötas istället för att förbrännas. En relativt liten skillnad som ytterligare förstärker argumentet för förbränning framför rötning.

Den totala AP för scenario D är 455 g SO<sub>2</sub>-ekv./ton VS jämfört med 355 g SO<sub>2</sub>-ekv./ton VS för scenario E.

I Figur 18 syns tydligt att själva förbränningen av fiberslam är jämförbar med motsvarande kompenserande kol-el som krävs för att kompensera skillnaden i elgenerering/elanvändning. Olika typer av förbränning har liknande försurande utsläpp eftersom höga temperaturer i regel leder till att det bildas försurande kväve och svaveloxider. Jämförelsen i Figur 19 liknar jämförelsen i Figur 12 och den beror huvudsakligen på samma utsläppstermer.

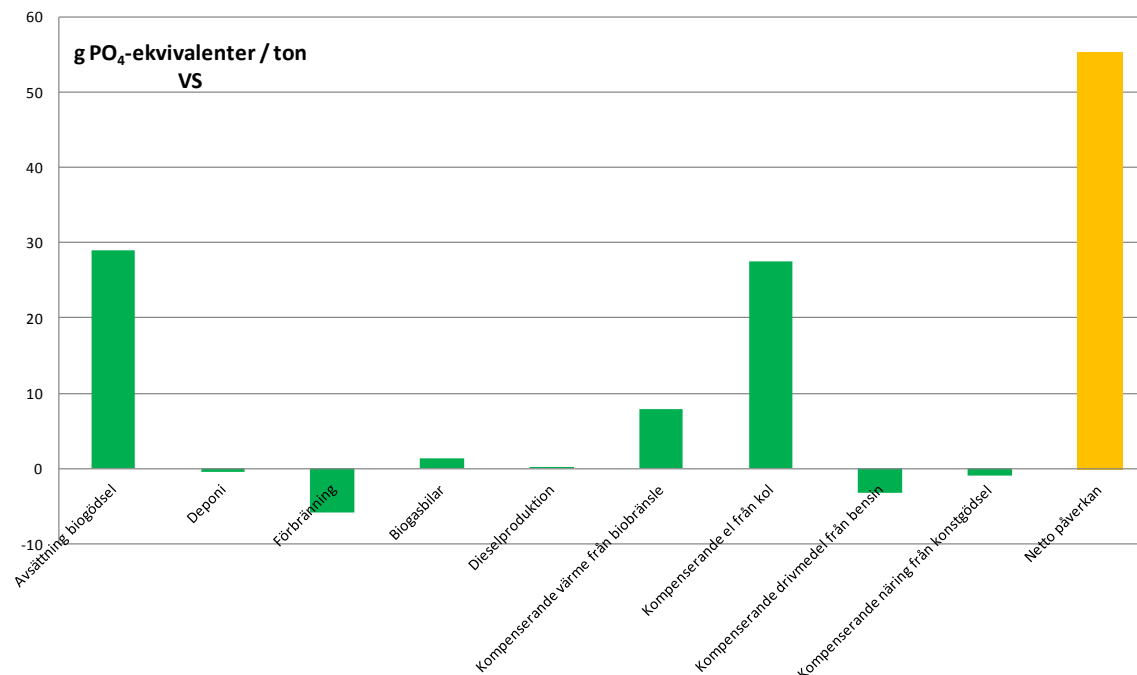


Figur 19: Förbrukningspotential. Jämförelse mellan rötning av fiberslam med och utan THP. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanterings scenarierna D och F (THP + rötning och bara rötning). Termerna från bara rötning har negativt tecken.

På samma sätt som med GWP-jämförelsen av samma scenarier (se figur 17) så är skalan betydligt mindre än för den andra jämförelsen för fiberslam (mellan D och E) med samma orsak och indikation.

Total AP för scenario F, rötning av fiberslam utan förbehandling är 450 g SO<sub>2</sub>-ekv./ton VS.

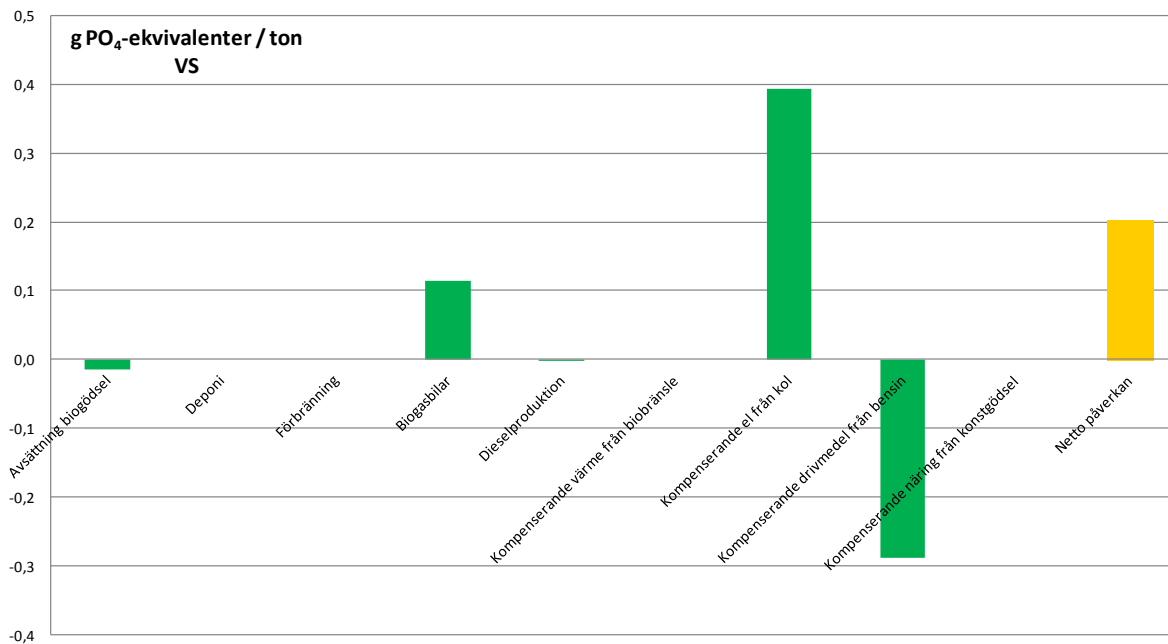
Största termen är här för den kompenserande kol-elen på grund av de försurande utsläpp som kolkraft ger upphov till. Nettodifferensen (4,83 g SO<sub>2</sub>-ekv./ton VS) motsvarar bara ca 1 % av totala AP för scenario D och domineras av den komp. kol-elens förbrukningspotential.



Figur 20: Övergödningspotential. Jämförelse mellan rötning och förbränning av fiberslam. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanteringsalternativen D och E (rötning och förbränning). Termerna för förbränning har negativt tecken

I Figur 20 motsvarar nettodifferensen hela 83 % av totala EP för scenario D. En skillnad som är av vikt även om EP är betydligt mindre för rötning av fiberslam än för övriga avfall. Skillnaden visar att det även med avseende på övergödning finns fördelar med att förbränna fiberslam. Total EP för scenario D är 65,8 g PO<sub>4</sub>-ekv./ton VS jämfört med 11 g PO<sub>4</sub>-ekv./ton VS för scenario E.

Den dominerande termen i Figur 20 har liknande bakgrund som den biogödselterm som finns i Figur 14. Detta är förståeligt då jämförelsen i Figur 12 är mellan rötning och förbränning av fiberslam och Figur 14 visar det motsvarande för bioslam.

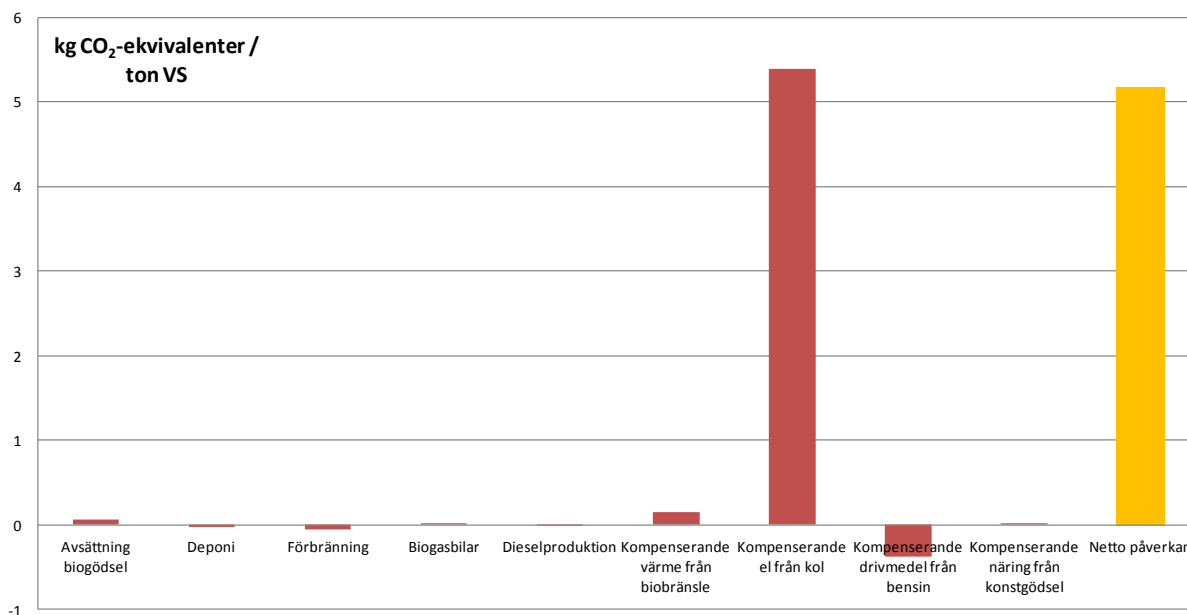


Figur 21: Övergödningspotential. Jämförelse mellan rötning av fiberslam med och utan THP. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanteringsscenarierna D och F (THP + rötning och bara rötning). Termerna från bara rötning har negativt tecken.

Nettodifferensen i figur 21 motsvarar endast 0,31 % av den totalt EP för scenario D. Förbehandling med termisk hydrolys verkar därmed inte orsaka någon betydande skillnad med avseende på övergödande utsläpp. Detta lär bero på att rötresten, vilken är den dominerande faktorn för övergödningspotential i princip är densamma för fiberslam med och utan förbehandling med THP.



## Skruvpress-behandling av matavfall



Figur 22: Växthusgaspotential. Jämförelse mellan rötning av matavfall förbehandlat med skruvpress och traditionellt förbehandlat matavfall. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanterings-scenarierna G och H (skruvpress och ”traditionell” förbehandling). Termerna från scenario H har negativt tecken.

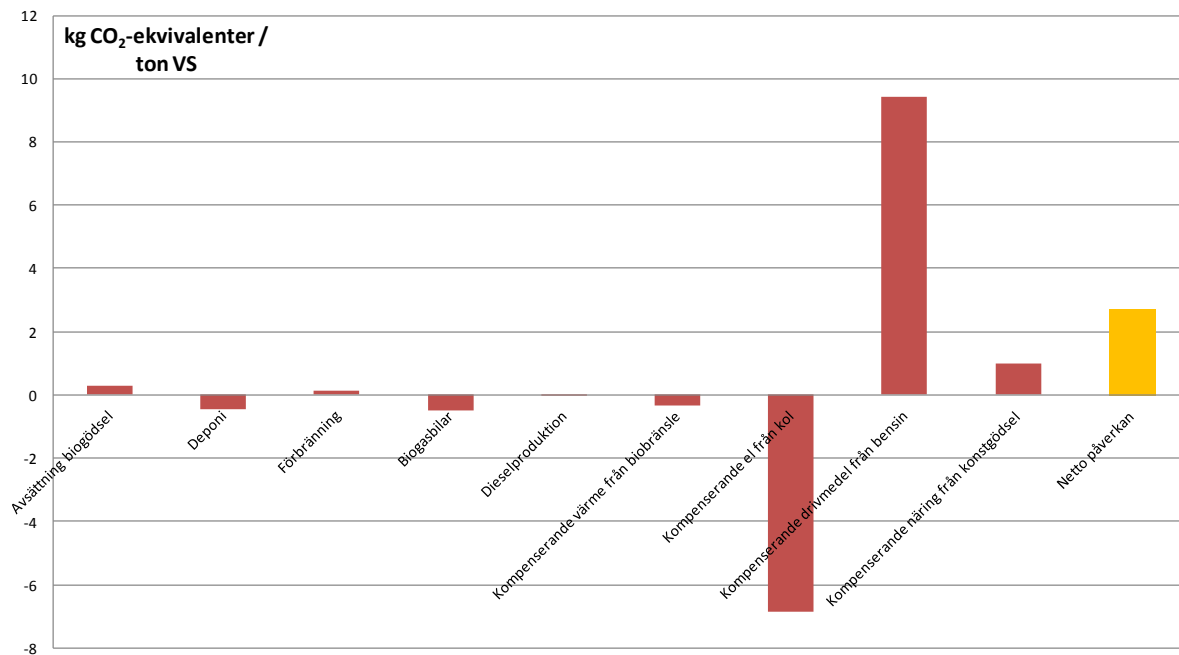
Nettodifferensen i Figur 22 innebär en 32 -procentig ökning av GWP för rötning av matavfall om förbehandling med skruvpress används istället för konventionell förbehandling för matavfall.

Den totala GWP är 16 kg CO<sub>2</sub>-ekv/ton VS för rötning med skruvpressbehandling, scenario G, jämfört med 10,9 kg CO<sub>2</sub>-ekv/ton VS för rötning med traditionell förbehandling. Matavfall är därmed för båda scenarier relativt fördelaktigt att röta eftersom det ger upphov till lite växthusgasutsläpp jämfört med de andra organiska avfall som omskrivs i detta arbete.

Den dominerande skillnaden, i elanvändning, beror på att förbehandling med skruvpress använder mer el än ”traditionell förbehandling” (sikt och magnetseparator). Denna jämförelse är mycket ensidig vilket ger stor vikt åt nettopåvekan.

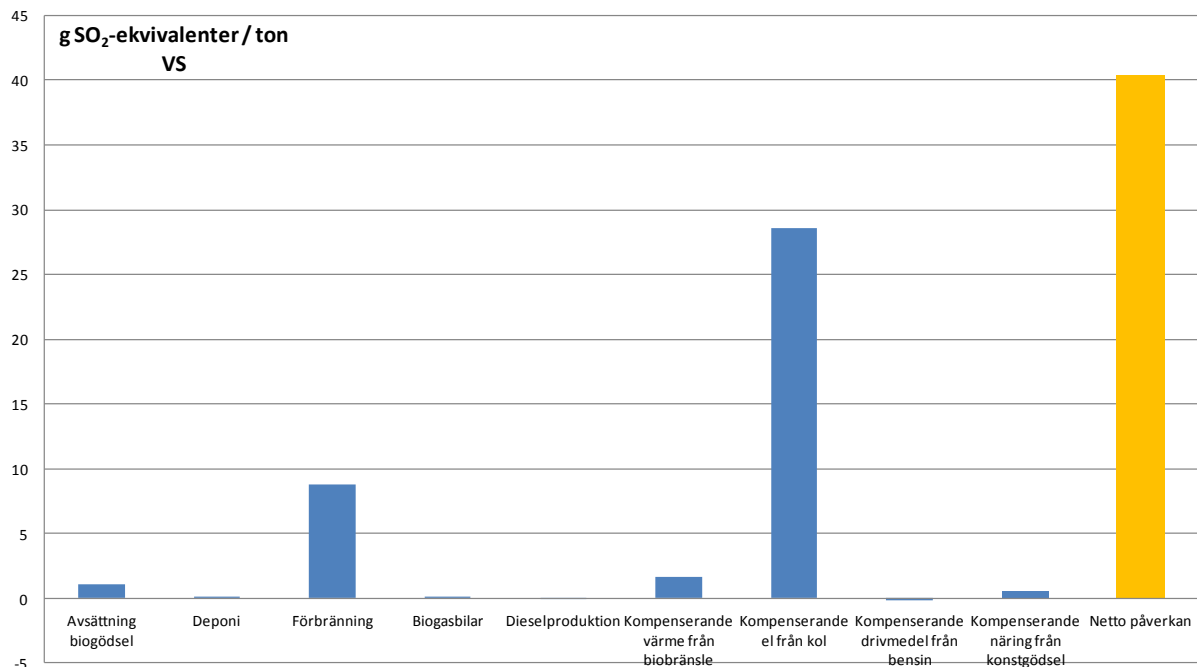
Skruvpressmodellen släpper igenom mer organiskt material till rötning än ”traditionell förbehandling” och därför blir biogasproduktionen större (med alla dess följder).

Rötning av matavfall förbehandlat med skruvpress använder 65 kWh av olika energislag (el, värme och diesel), varav 73 % är el, per 100 kWh producerad fordonsgas. Med ”traditionell” förbehandling är motsvarande siffra 53 kWh el, värme och diesel per 100 kWh fordonsgas.



Figur 23: Växthusgaspotential. Jämförelse mellan rötning av matavfall förbehandlat med skruvpress med och utan rejektåtervinning. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanteringsscenarierna G och I. Termerna från scenario I har negativt tecken.

Nettodifferensen i Figur 23 motsvarar 17-procentig minskning av GWP om rejektåtervinning med hjälp av THP är möjlig. Vinsten kommer av att betydligt mer av materialet blir tillgängligt för rötning. Scenario I (med rejektåtervinning) är dock mindre väl grundat än övriga scenarier och bör undersökas experimentellt. Total GWP för scenario I är 13,3 kg CO<sub>2</sub>-ekv/ton VS.

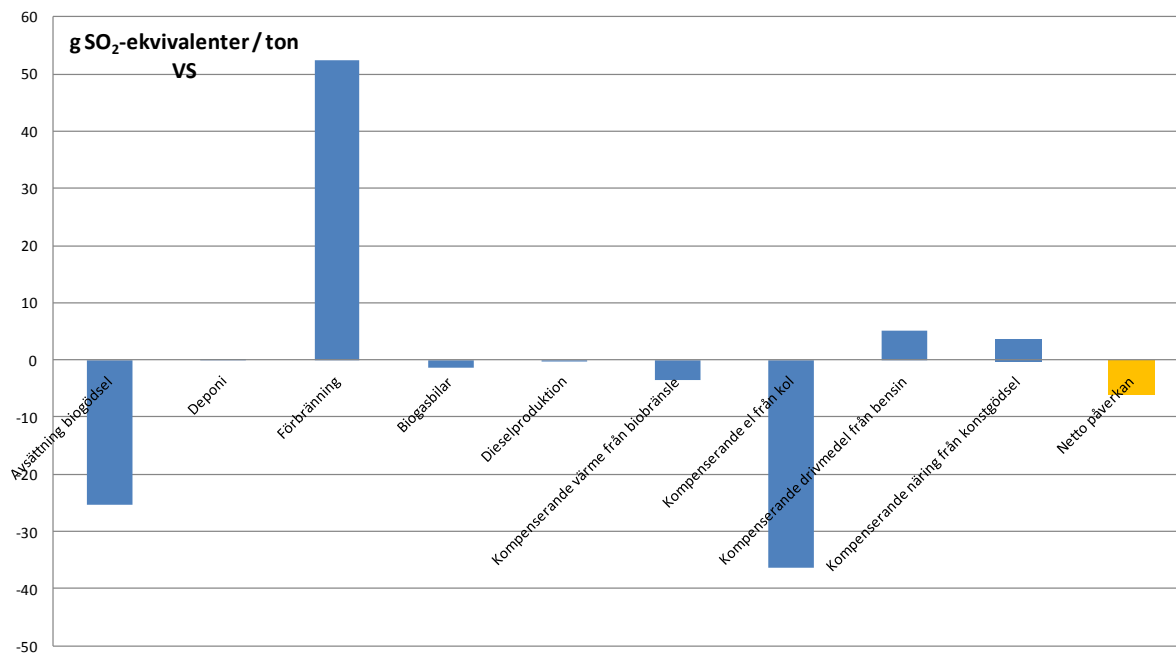


Figur 24: Förbrukningspotential. Jämförelse mellan rötning av matavfall förbehandlat med skruvpress och traditionellt förbehandlat matavfall. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanterings-scenarierna G och H (skruvpress och "traditionell" förbehandling). Termerna från scenario H har negativt tecken.

Nettodifferensen i Figur 24 motsvarar en 20-procentig ökning av försurande utsläpp om skruvpress används istället för traditionell förbehandling.

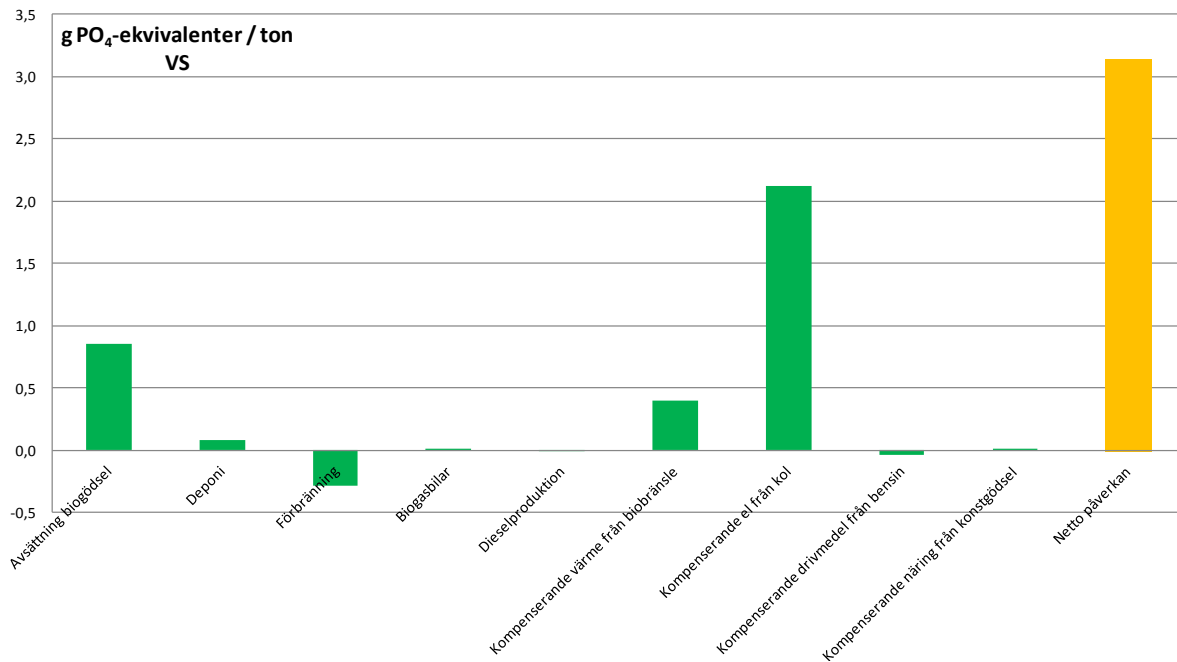
Total AP för scenario G är 197 g SO<sub>2</sub>-ekv./ton VS jämfört med 157 g SO<sub>2</sub>-ekv./ton VS för scenario H.

Förbehandling med skruvpress ger ett betydligt större försurande utsläpp. Orsaken till detta är skruvpressens större elanvändning, i analogi med jämförelsen för klimatpåverkan i Figur 22.



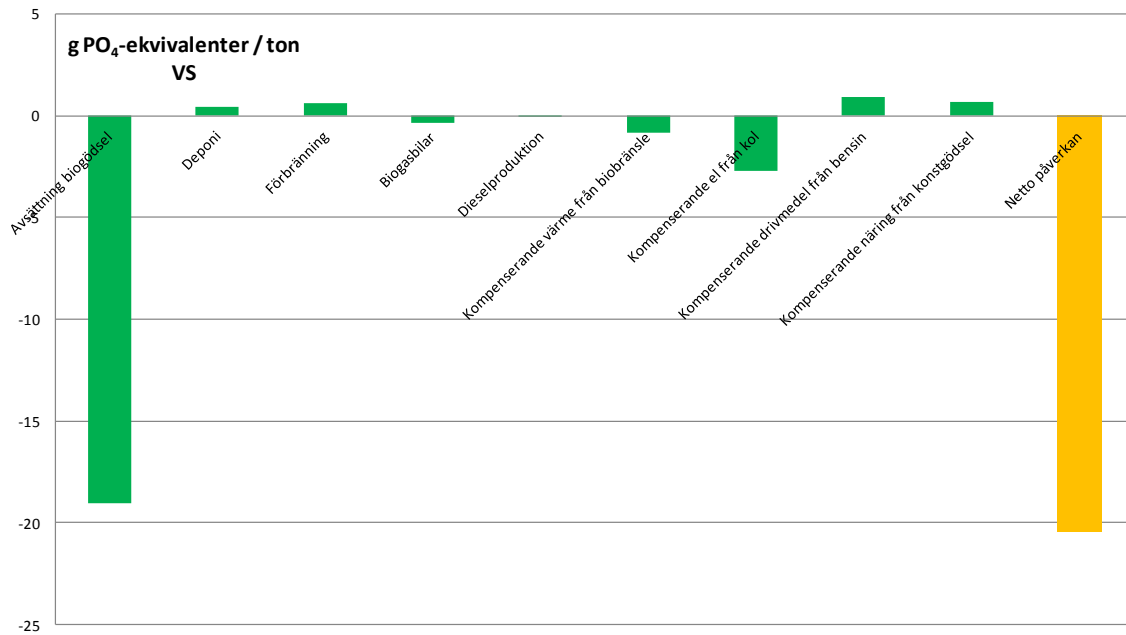
Figur 25: Försumningspotential. Jämförelse mellan rötning av matavfall förbehandlat med skruvpress med och utan rejektåtervinning. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanteringsscenarierna G och I. Termerna från scenario H har negativt tecken.

Nettodifferensen i figur 25 motsvarar endast 3 % av totala AP för scenario G. Skillnaden bör bedömas som för liten för att utgöra ett underlag till fördel för något av scenarierna. Total AP för scenario I är 204 g SO<sub>2</sub>-ekv./ton VS.



Figur 26: Övergödningspotential Jämförelse mellan rötning av matavfall förbehandlat med skruvpress och traditionellt förbehandlat matavfall. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanterings-scenarierna G och H (skruvpress och ”traditionell” förbehandling). Termerna från scenario H har negativt tecken.

Nettodifferensen i figur 26 motsvarar endast 5 % av totala EP för scenario G. Skillnaden bör bedömas som för liten för att utgöra ett underlag till fördel för något av scenarierna. Total EP för scenario G är 63,7 g PO<sub>4</sub>-ekv./ton VS jämfört med 60,4 g PO<sub>4</sub>-ekv./ton VS.



Figur 27: Övergödningspotential. Jämförelse mellan rötning av matavfall förbehandlat med skruvpress med och utan rejektåtervinning. Figuren visar skillnaden mellan de båda avfallshanteringsscenarierna G och I. Termerna från scenario H har negativt tecken.

Nettodifferensen i figur 27 motsvarar en ökning av EP på 31 % om rejektet från skruvpressen kan återvinnas med hjälp av THP. Ökningen beror i huvudsak på att en större mängd röt-rest innebär en större mängd ammoniumutsläpp i dessa simuleringar.

Total EP för scenario I är 83,5 g PO<sub>4</sub>-ekv./ton VS

## 5. Diskussion

### Modelldiskussion

Simuleringarna visar att de nya förbehandlingsmetoderna inte orsakar några instabiliteter i modellen. Deras påverkan på energianvändning har inte uppvisat några orimliga dimensioner i förhållande till andra delar av modellen. Ultraljudsmodellen är mycket enkel och dess energianvändning har kontrollerats till att stämma överens med den verkliga ultraljudsutrustningen. Modellen för termisk hydrolys är baserad på uppskattningar av processen utifrån experiment på laboratorieskala. Verkliga mätvärden för fiberslam som behandlats med termisk hydrolys saknas, modellens korrekthet kan endast utvärderas med experiment. Skruvpressmodellen separerar 40 % avfallets totala torrsubstans till rejektfraktionen. Enligt Eriksson och Holmström (2010) är det verkliga förhållandet mellan TS i pressvätska och rejekt ca 2,21 ton mot 1,32 ton d.v.s. 37,4 % av torrsubstansen i rejektet.

Det bör observeras att simuleringsresultaten i detta arbete endast är uppskattningar. Det är förvisso i de flesta fall välgrundade matematiska uppskattningar men litet är känt om resultatens exakthet då inga jämförelser relativt verkliga mätvärden motsvarande hela avfallshanteringens miljöpåverkan har gjorts. Avsaknaden av mätvärden är till stor del orsaken till att en livscykelanalys genomförs. Det skulle dock ha varit nyttigt att genomföra en känslighetsanalys för att uppskatta vilken betydelse vissa nyckelparametrar har för miljöpåverkansvariablerna och energianvändningen. Det skulle troligen vara särskilt intressant att undersöka elanvändningens/elgenereringens inverkan på miljöpåverkansvariablerna.

En möjlig brist i de använda metoderna som har uppmärksammats gäller deponimodellen som använts för att simulera användandet av bioslam som deponitäckningsmaterial. Modellen räknade inte med produktionen, komposteringen och deponeringen av det trädgårdsavfall och den schacktmassa som bioslammet i regel ska blandas och komposteras med för att bilda deponitäckningsmaterial.

Det kan även tyckas märkligt att biogödsel leder till mycket större övergödningspotential än den kompenserande växtnäringen från konstgödsel. Skillnaden beror på att näringen i biogödsel är betydligt mindre tillgänglig för växterna och därför i större utsträckning läcker ut i omgivande vattendrag. Utifrån detta resonemang kan det dock frågas huruvida rötresten skulle kunna efterbehandlas på något sätt för att göra näringen i biogödslet mer växttillgänglig. Dessutom bör det påpekas att livscykelanalyserna inte sätter något värde vid det faktum att biogödsel är förnyelsebart och del av ett kretsloppssystem d.v.s. att näringen i biogödsel har sitt ursprung i biologiska källor.

I skrivande stund har det även uppmärksammats att den indata-vektor som beskriver bioslam har det till synes orimliga inslaget att totala innehållet av biologiskt kol bara är marginellt mindre än det totala innehållet (se tabell A1).

## Resultatdiskussion

Det finns mycket starka argument för rötning av bioslam framför att använda bioslam i deponitäckning med avseende på klimatpåverkan. Det beror på att vid rötning tas den bildade metangasen till vara vilket inte görs från deponier eller kompostanläggningar. I regel tas deponigas inte till vara utan oxideras genom att brännas upp. Jämförelsen med deponi gjordes eftersom användningen av bioslam som deponitäckningsmaterial är den vanligaste hanteringsmetoden för bioslam enligt Hellström (2009).

Jämförelserna ger en stark fördel för förbränning framför rötning av bioslam särskilt med avseende på övergödning. Det är bara skillnaden i försurande utsläpp, vilka är ofrånkomligt höga vid förbränning, som talar för att rötning är ett bättre alternativ för hantering av bioslam.

Det bör observeras att tidsskalan för deponi (50-100 år) är väldigt annorlunda mot rötningens (drygt 12 dagars uppehållstid) och att deponin under den tiden tar upp markvärden som inte inkluderas i modellens beräkningar. Vidare bör det även påpekas deponering av organiskt material är förbjudet enligt lag men användning av bioslam som täckmaterial är ett undantag.

Scenarierna med rötning av fiberslam (D och E) visar att förbehandling med termisk hydrolys bara gör liten skillnad med avseende på alla miljöpåverkansvariabler då skillnaderna bara utgör några få procent av rötningens totalpåverkan. Om termisk hydrolys krävs för att rötning av fiberslam ska vara praktiskt möjligt framstår det som ett gott alternativ eftersom termisk hydrolys innebär en relativt liten skillnad i energi och miljökostnad. THP är sannolikt mer lönsamt att använda på bioslam (Evans 2003).

Jämförelserna mellan rötning och förbränning av fiberslam visar att förbränning har större fördelar än motsvarande jämförelse för bioslam med avseende på samtliga miljöpåverkansvariabler. Detta beror troligtvis på att fiberslammet innehåller relativt lite vatten för att vara slam och en större andel av dess energiinnehåll går till att producera el/värme istället för att förånga vatten. Totalt ger dock både rötning och förbränning av fiberslam mindre nytta än rötning eller förbränning av bioslam. Detta förmodas bero på den stora skillnaden i indata-vektorernas kolvariabler.

Skruvpressens bidrag till utsläppen (miljöpåverkansvariablerna) beror till synes främst på skruvpressens stora elanvändning. Skruvpressmodellen var inlånad och ingen källa till elanvändningsberäkningen hittades. Dess rimlighet är därför svår att bedöma. Sammanfattat verkar skruvpressbehandling inte vara fördelaktig om det inte är ett måste på grund av för mycket föroreningar i matavfallet.

Om skruvpress-separering är ett måste för att röttningsprocessen ska fungera ohämmat är det även en fördel om rejektet också kan frigöras för rötning med hjälp av THP, då den extra biogasproduktionen väger upp extra elproduktion och reducerar de totala klimatpåverkande utsläppen. Det finns dock en osäkerhet i det att värmeanvändningen antas förses genom från förbränning av biobränsle och därmed har därmed relativt liten miljöpåverkan.

Resultatens uppdelning i olika termer visar även sekundära trender varav den viktigaste troligtvis är att om man bortser från den kompensande kolelproduktionen så har rötningen betydande fördelar när det gäller avfallshanteringens klimatpåverkan och försurande utsläpp. Alltså skulle rötning vara miljömässigt fördelaktigt bara den ökade elanvändningen och den förlorade elgenereringen skulle kompenseras med el från miljövänliga källor såsom sol-, vind- och vågkraft.



Rötning leder dock i regel till större övergödande utsläpp i och med hanteringen och användningen av rötresten som biogödsel. Det kanske skulle kunna åtgärdas genom någon form av förbehandling för att göra näringen i gödslet mer växttillgänglig och kanske för att komplexbinda ammoniumjoner till det fasta gödslet. Om man går till ett utvidgat helhetsperspektiv, hållbar utveckling, kan det anses att elanvändning och elgenerering bör kompenseras med förnyelsebar el eftersom även samhällets energisystem behöver reformeras för att uppnå hållbarhet.

Som metod för bränsleproduktion är rötning av bioslam och matavfall ett relativt energieffektivt sätt att framställa bränsle för fordon. Fordonsgas är dessutom potentialen att successivt ersätta naturgas i en redan existerande infrastruktur.

Flera av arbetets jämförelser är starkt påverkade av miljöpåverkan från kompenserande el och fungerar därför dåligt som presentation av effekten av rötning och olika förbehandlingstekniker. Resultaten är till lika stor del en indikation till kolkraftens relativt stora miljöpåverkan. Kolkraftens betydelse i resultaten beror på det marginalantagande som gjordes angående kompensation för skillnad i elanvändning/elgenerering mellan de olika simulerade scenarierna (se avsnitt 3.3).

## 6. Slutsatser

De nya förbehandlingsmodellerna har inte uppvisat någon orimlig påverkan på simuleringsresultaten och kan därför bedömas funktionella för de avfallstyper som behandlas i detta arbete.

Det har visats att rötning av slam (bioslam och fiberslam) hellre bör avvattnas och brännas i en CFB-panna än behandlas med energiintensiv förbehandling och rötning eftersom en större energianvändning ger upphov till större förbrukning av fossila bränslen. En möjlighet till förbättring är att driva röttningsprocessen med förnyelsebar elkraft.

Att förbehandla fiberslam med termisk hydrolys ger en något större biogasproduktion men kan ses som överflödigt om rötning av fiberslam är möjlig utan förbehandlingen.

Rötning av bioslam kan dock anses fördelaktigt med avseende på energi och miljöpåverkan framför kompostering och/eller användning som deponitäckningsmaterial.

Förbehandling med skruvpress leder till större miljöpåverkan än ”traditionell förbehandling” med avseende på alla miljöpåverkansvariabler och bör undvikas om möjligt. Återvinning av rejekt är dock till fördel både för miljöpåverkan och biogasproduktion.

Allt som allt verkar rötning, med förbehandling, ge upphov till liknande och i vissa fall mer miljöpåverkan än förbränning. Drivs förbehandlings- och röttningsprocesserna med förnyelsebar el finns dock en betydande potential att minska avfallshanteringens bruttomiljöpåverkan.

## 7. Framtida studier

Vidare undersökningar närliggande detta arbete som skulle kunna vara till nytta är förbättrande av förbehandlingsmodellerna. Modellen för termisk hydrolys t.ex. skulle kunna vidgas så att den även räknar med andra beståndsdelar än de olika typerna av kolhydrater. Evans (2003) visar i sin utvärdering av en THP-anläggning att överskottslam från reningsverk kan vara mycket lönsamt att förbehandla med termisk hydrolys.

En funktion som till synes saknas i den nuvarande modellen är vilka kemiska effekter den i många fall obligatoriska hygieniseringen har på avfallets rötbarhet.

Ytterligare nya delmodeller kan vara intressant att modellera. Ett initiativ inom samma område vore att modellera och demonstrera andra förbehandlingstekniker för avfall som ska rötas. En metod som verkar lovande är biologisk aerob förhydrolys av avfallet. Metoden kan i teorin både förbättra nedbrytningsgraden och förebygga skumningsproblem (Persson m.fl. 2010). Det finns även andra alternativ till förbehandling. En metod som faktiskt verkar fungera för att göra svårnedbrytbar lignocellulosa mer rötbar är att tillsätta miljövänligt lösningsmedel (Horváth 2010).

Varför inte försöka bygga en anpassningsbar förbehandlingsmodell som kan simulera olika kemikaliers effekt på avfalls rötbarhet?

## Referenser

Cambi 2015, [www.cambi.com/References/TURBOCHARGED-DIGESTION](http://www.cambi.com/References/TURBOCHARGED-DIGESTION) (2015-06-06)

Carlström, A, 2006, Kompostering av organiskt avfall från Gästrikeregionen. Examensarbete av Anna Carlström vid institutionen för biometri och teknik, SLU, mars 2006.

Dalemo, M, 1996, The Modelling of an Anaerobic Digestion Plant and Sewage Plant in the ORWARE Simultaion Model, JTI - Rapport 213.

Dåverhög, M och Balmér, P, 2008. Ultraljudsbehandling, en kostnadseffektiv metod för att öka gasproduktionen och minska mängden slam? Svenskt vatten utveckling rapport 2008-02.

Energimyndigheten 2010, Produktion och användning av biogas, ES2011:07, [www.energimyndigheten.se](http://www.energimyndigheten.se)

Eriksson, O. & Svanblom, L, 2000, Framtida behandlinga av lättnedbrytbart organiskt avfall i jönköpingskommun, Slutrapport 00-09-18, Industriellt miljöskydd, KTH

Eriksson Norrman, O, jan 2011. Intensivkurs i ORWARE och livscykelanalys, Föreläsningar, muntlig källa.

Eriksson, Y, Holmström, D, 2010. Förbehandling av matavfall med skruvpress – Utvärdering av effektiviteten i förbehandlingsanläggningen på NSR i Helsingborg.

Evans, T.D, 2003. Independent review of retrofitting Cambi to MAD. Publication for Water Environment Federation 17<sup>th</sup> Annual Residuals & Biosolids Conference, 19-22 February 2003, Baltimore ([www.timevansenvironment.com/publications.html](http://www.timevansenvironment.com/publications.html))

Fliedner, A, Eriksson, O, Sundqvist, J-O, Frostell, B, 1999, Anaerobic treatment of municipal biodegradable waste, avdelningen för industriell ekologi, [www.kth.se](http://www.kth.se).

Hansen, T. L, la Cour Jansen, J, Davidsson, Å, & Højlund Christensen, T (2007). Effects of pre-treatment technologies on quantity and quality of source-sorted municipal organic waste for biogas recovery, *Waste Management*, Volume 27, Issue 3.

Hellström, H, 2009, Avsttning av energiprodukter från biologisk behandling, Waster refinery, WR-30B.

Horváth, I.S, del Pilar Castillo, M, Lorén, A, Brive, L, Ekendal, S, Nordman, R, Kanerot, M, 2010. Förbehandlingsteknikers betydelse för ökat biogasutbyte, Waste refinery projektnummer WR-12

Hållbar Avfallshantering 2012, [www.hallbaravfallshantering.se](http://www.hallbaravfallshantering.se)

ISO 14044:2006, Environmental management – life cycle assessment – requirements and guidelines (ISO 14044:2006), European Committee for Standardization, rue de Stassart 36, B-1050 BRUSSELS, 1st Edition, supersedes EN ISO 14040:1997, EN ISO 14041:1998, EN ISO 14042:2000, EN ISO 14043:2000, 19 June, 2006.

Jarvis, Å och Schnürer, A 2009, Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar, SGC, Rapport 207.

Kävlinge kommuns hemsida 2012, [www.kavlinge.se](http://www.kavlinge.se).

Linné, M, Ekstrandh, A, Englesson, R, Persson, E, Björnsson, L, Lantz, M, 2008, Den svenska biogaspotentialen från inhemska produkter.

Norrman, J, Arnell, J, Belhaj, M, Flodström, E, 2005, Biogas som drivmedel för bussar i kollektivtrafik, IVL Rapport B1657

Persson, E, Ossiansson, E, Carlsson, M, Uldal, M, Olsson, L-E, 2010, Rötning med inledande hydrolyssteg för utökad metanutvinning på avloppreningsverk och biogasanläggningar, SGC rapport 215.

Rydh, C. J, Lindahl, M, Tingström, J, 2002. Livscykelanalys : en metod för miljöbedömning av produkter och tjänster. ISBN 91-44-02447-9

SP, 2010, Certifieringsregler för biogödsel, Sveriges tekniska forskningsinstitut, SPCR 120.

SCB 2008, Transporter och communicationer, *Statistikårsbok 2008*, [www.scb.se](http://www.scb.se)

Strömberg, B, 2005. Bränslehandboken. Värmeforsk F4-324.

Tong, X, Smith, L.H. and McCarty, P.L, 1990. Methane Fermentation of Selected Lignocellulosic Materials. *Biomass - Volume 21, Issue 4, 1990*.

Zhang, L-H, Li, D, Wang, L-J, Wang, T-P, Zhang, L, Chen, X.D, Mao Z-H, 2008. Effect of steam explosion on biodegradation of lignin in wheat straw, *Bioresource Technology, Volume 99, Issue 17*.

## Bilaga A: Indata - ORWARE-vektorn

Här presenteras de 45 första av totalt 74 variabler i avfallsvektorerna som representerade bioslam, fiberslam och matavfall i simulationerna. Endast de 45 första variablerna hade betydelse för arbetets simulationer.

Tabell A1: De första 45 variablernas värden för avfallsvektorerna som användes i arbetets simuleringar.

Nr	Variabler	kg/kg TS avfall			
		Fiberslam	Matavfall	Bioslam	Sand
	<b>TS-halt</b>	3,10E-01 <sup>1</sup>	2,30E-01	2,50E-01	1,00
1	<b>C-tot biologisk</b>	3,83E-01 <sup>3</sup>	4,34E-01	7,70E-01	0,00
2	<b>C-lignin (chsd)</b>	1,04E-01 <sup>3</sup>	2,90E-02	5,92E-02	0,00
3	<b>C-socker &amp; stärkelse (chfd)</b>	0,00E+00	9,70E-02	1,43E-02	0,00
4	<b>C-fett</b>	6,05E-02	1,35E-01	2,36E-01	0,00
5	<b>C-protein</b>	0,00E+00	6,60E-02	2,61E-01	0,00
6	<b>BOD</b>	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00
7	<b>Volatile Substance</b>	7,80E-01 <sup>1</sup>	8,00E-01	7,96E-01	0,00
8	<b>Torrsubstans</b>	1,00E+00 <sup>1</sup>	1,00E+00	1,00E+00	1,00
9	<b>CO<sub>2</sub>-fossil</b>	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00
10	<b>CO<sub>2</sub>-biologisk</b>	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00
11	<b>CH<sub>4</sub></b>	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00
12	<b>VOC</b>	0,00E+00	2,00E-06	0,00E+00	0,00
13	<b>CHX</b>	0,00E+00	1,00E-08	0,00E+00	0,00
14	<b>AOX</b>	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00
15	<b>PAH</b>	0,00E+00	8,60E-07	0,00E+00	0,00
16	<b>CO</b>	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00
17	<b>Fenoler</b>	0,00E+00	2,75E-05	0,00E+00	0,00
18	<b>PCB</b>	0,00E+00	8,32E-08	0,00E+00	0,00
19	<b>Dioxiner</b>	0,00E+00	9,00E-14	0,00E+00	0,00
20	<b>O-tot</b>	3,34E-01 <sup>1</sup>	2,87E-01	0,00E+00	0,00
21	<b>H-tot</b>	5,05E-02 <sup>1</sup>	5,80E-02	0,00E+00	0,00
22	<b>H<sub>2</sub>O</b>	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00
23	<b>N-tot</b>	3,90E-03 <sup>2</sup>	2,00E-02	3,40E-02	0,00
24	<b>NH<sub>3</sub>/NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N</b>	3,40E-04 <sup>2</sup>	0,00E+00	0,00E+00	0,00
25	<b>NO<sub>x</sub>-N</b>	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00
26	<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N</b>	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00
27	<b>N<sub>2</sub>O-N</b>	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00
28	<b>S-tot</b>	2,20E-03 <sup>2</sup>	2,40E-03	1,10E-02	0,00
29	<b>SO<sub>x</sub>-S</b>	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00
30	<b>P-tot</b>	6,30E-04 <sup>2</sup>	3,80E-03	5,20E-03	0,00
31	<b>Cl-tot</b>	7,80E-05 <sup>1</sup>	3,90E-03	0,00E+00	0,00
32	<b>K</b>	6,36E-04 <sup>1</sup>	9,30E-03	2,00E-03	0,00
33	<b>Ca</b>	7,16E-03 <sup>1</sup>	2,80E-02	0,00E+00	0,00
34	<b>Pb</b>	4,43E-06 <sup>1</sup>	3,00E-06	1,20E-05	0,00
35	<b>Cd</b>	3,16E-07 <sup>1</sup>	6,00E-08	3,00E-06	0,00
36	<b>Hg</b>	0,00E+00 <sup>1</sup>	2,29E-08	1,50E-07	0,00
37	<b>Cu</b>	1,19E-05 <sup>1</sup>	8,63E-06	6,80E-05	0,00
38	<b>Cr</b>	1,34E-05 <sup>1</sup>	2,50E-06	3,20E-05	0,00
39	<b>Ni</b>	7,11E-06 <sup>1</sup>	1,21E-06	9,00E-06	0,00
40	<b>Zn</b>	4,14E-05 <sup>1</sup>	2,46E-05	3,80E-04	0,00
41	<b>C-cellulosa/hemicell. (chmd)</b>	2,18E-01 <sup>3</sup>	1,07E-01	2,00E-01	0,00
42	<b>Partiklar</b>	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00
43	<b>COD</b>	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00
44	<b>Fasindex</b>	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,00
45	<b>C-tot-fossil/Slamtemperatur</b>	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00

## A2. Fiberslamsvektorn

Som en del av informationsinsamlingen till arbetet uppskattades sammansättningen av fiberslam eftersom avfallskategorin saknades i den ORWARE tillhörande databasen. Referenssiffrorna för fiberslamsvektorns värden finns listade här. Uppskattningen vilar på antagandet att materialet från dessa tre källor är tillräckligt närliggande för att kunna representera samma fiberslamsvektor.

Vektorn som i simulationerna har fått representera fiberslam har beräknat utifrån tre källor:

<sup>1</sup>Strömberg, B, 2005, Bränslehandboken, värmeforsk F4-324

- bidrog med ett bra information om TS, VS och en stor mängd spårämnen i fiberslam.
- (gav även värden på järninnehåll och inert material i fiberslam)

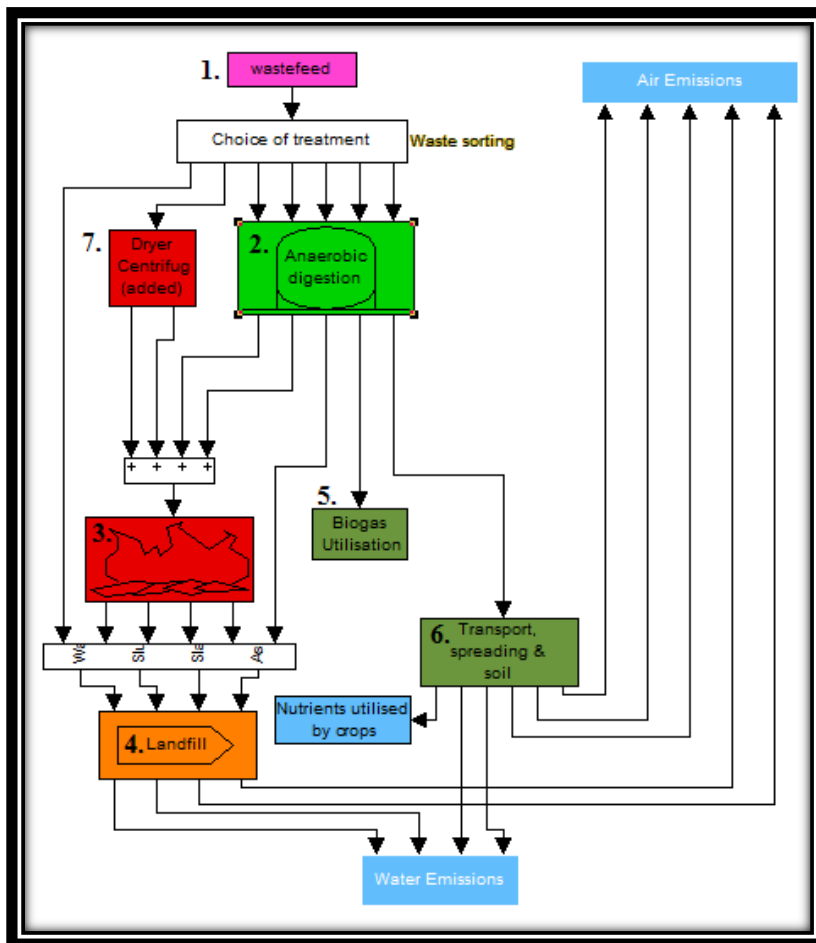
<sup>2</sup>Berg m.fl, 2011, Utvärdering av samrötningspotential för bioslam från massa-/pappersbruk, *värmeforsk rapport\_1175*.

- agerade jämförelsematerial för att fastställa kvaliteten på värdena från Strömberg 2005.
- bidrog med värden för viktiga kväve, svavel och fosfor variabler.

<sup>3</sup>Mabee, W.E, 2001 ,study of wood fibre in papermill sludge, PhD thesis at Department of forestry, University of Toronto

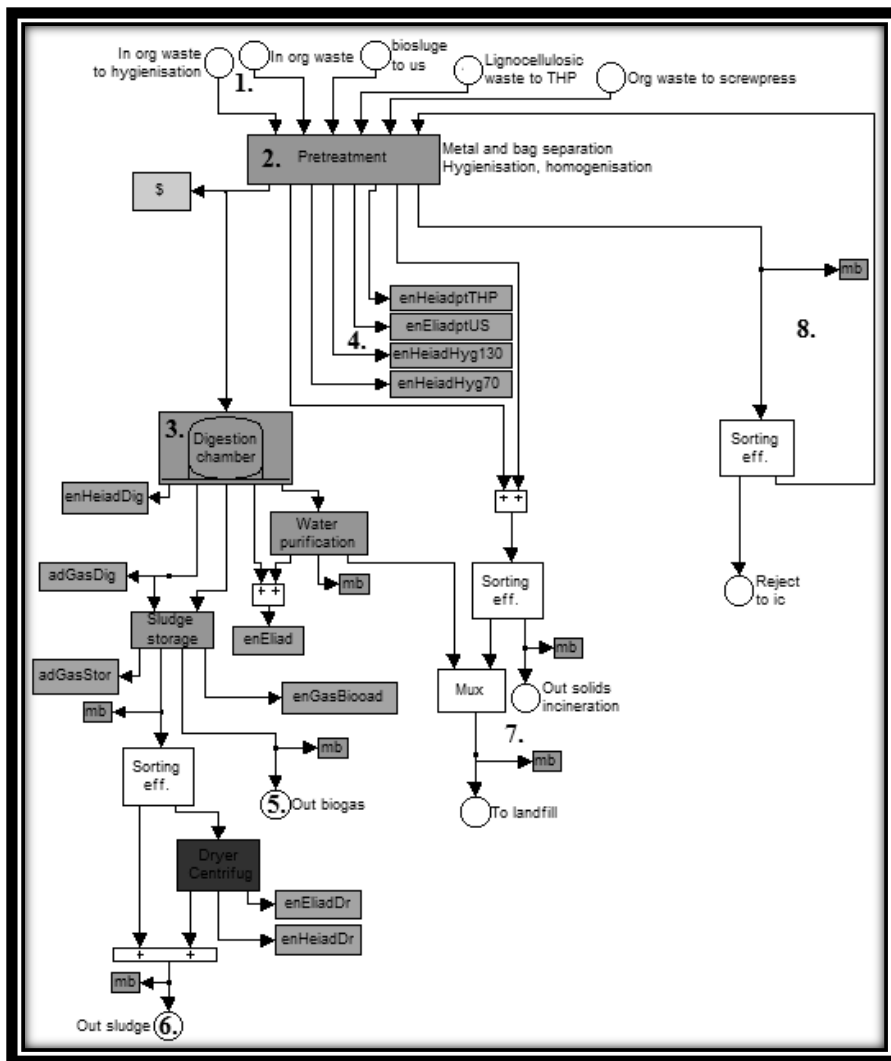
- bidrog med uppgifter om innehållet av lignin, cellulosa och sockerarter i fiberslam.
- bidrog med uppgifter om kådaämnen i fiberslam (ansatta som fett).

## Bilaga B: Modellstrukturer



**Figur B1: Aktuell ORWARE-version, grafisk representation av den övergripande modellstrukturen avfallshanteringsmodellen så som den ser ut i SIMULINK.**

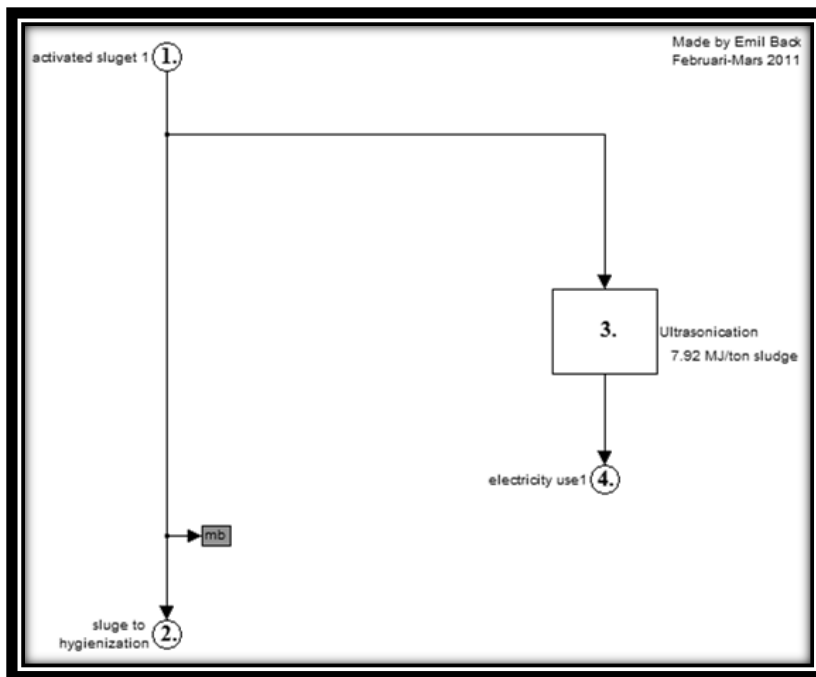
(1) Import av avfallsvektorer från Excel, (2) Undermodell för rötning, (3) Undermodell för förbränning, (4) Undermodell för deponering, (5) Undermodell för biogasanvändning; el- och värmegenerering samt fordonsgasproduktion, (6) Undermodell för transport och spridning av rötrest, (7) Tillagd modell för avvattning av slam inför förbränning (användes ej).



**Figur B2: Aktuell röttningsdelmodell, grafisk representation av modellstrukturen för den röttningsmodell så som den såg ut i SIMULINK.**

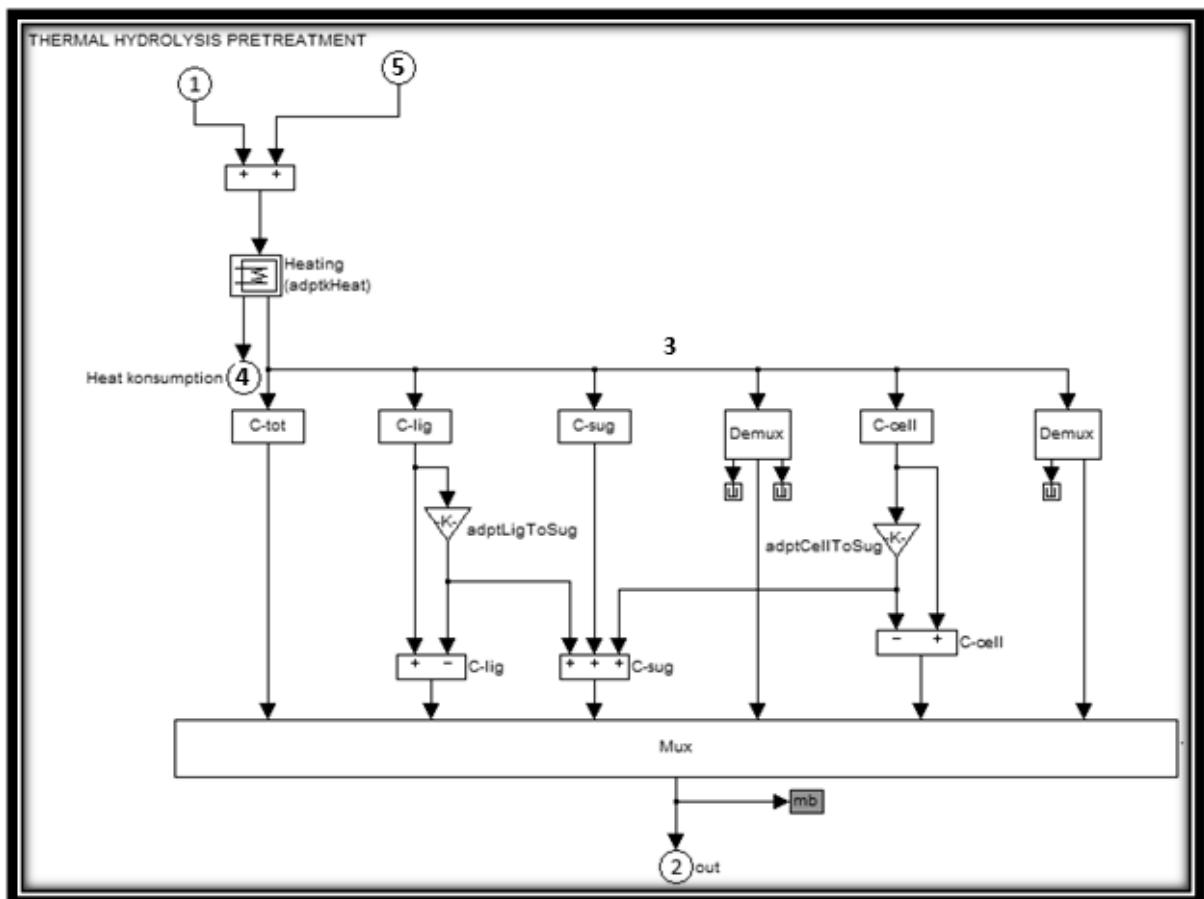
(1) Ingångar för olika typer av avfall, (2) Undermodell för förbehandling av avfall (utbyggd i detta arbete), (3) Undermodell för röttkammare (mm.), (4) Utgångar för el- och värmeanvändning (från förbehandling), (5) Utgång för biogasen, (6) Utgång för rötresten, (7) Utgångar för utsorterat material, (8) Återkoppling för återvinning av rejekt från skruvpress, (mb) avfallsdata exporteas till arbetsminnet.





**Figur B3: Modellen för ultraljudsbehandling, grafisk representation av modellstrukturen för modellen för förbehandling med ultraljud.**

(1) Ingång för avfallsvektorn, (2) utgång för avfallsvektorn (vektorn passeraer oförändrad), (3) beräkning av elanvändningen, (4) utgång för beräknad elanvändning, (mb) avfallsdata exporteras till arbetsminnet.



**Figur B4: Modellen för termisk hydrolys, grafisk representation av modellstrukturen för modulen för termisk hydrolys i SIMULINK.**

(1) Ingång för avfallsvektorn, (2) Utgång för behandlad avfallsvektor, (3) Beräkningen av den termiska hydrolysens effekt på avfallets olika typer av kolhydrater (lignin, cellulosa, socker), (4) MATLAB fuktion som beräknar värmeanvändningen(ånga) utifrån slammängden, (5) Ingång för alternativ avfallkälla (skruppress rejekt).



## **Bilaga C: Scenariobeskrivningar**

Här beskrivs hur de 9 scenariona i projektet genomfördes med fokus på vilka modeller och modellparametrar som användes för respektive scenario. Beskrivningarna är skrivna med syfte att någon insatt i ORWARE i detalj kunna återskapa och utveckla projektets simulationer.

### **Scenario A: Bioslamm förbehandlas med ultraljud och rötas därefter.**

1. Avfallsvektorn som representerade **bioslam** skickades in i modellen för rötning (anaerobic digestion) via ingången för förbehandling med ultraljud (märkt "biosludge") genom att parametern "partwastetoadus" sattes till 1 (andelen av avfallet till ultraljudsbehandlingen).
2. Från förbehandlingsmodulen skickades den "förbehandlade" vektorn till röt-kammarmodulen där vektorn försågs med rätt torrsustans halt (späddes) och omvandlades till två vektorer som representerade rötrest och rågas.
3. Rötresten avvattades i modulen för avvattning och skickades till modellen för transport och spridning på åkrar.
4. Rågasen från röt-kammarmodulen skickades vidare till biogasanvändningsmodellen där den uppgraderades till fordonsgas och användes för att driva personbilar.

### **Scenario B: Bioslamm används som täckningsmaterial på deponi.**

1. Avfallsvektorn som representerade **bioslam** skickades till modellen för deponi (Land fill) genom att parametern "partwastetofl" sattes till 1 (andelen av avfallet till deponi).
2. I deponimodellen beräknas de utsläpp till luft, mark och vatten som det deponerade materialet ger upphov till över tiden.

### **Scenario C: Bioslamm avvattnas och förbränns i en cirkulerande fluidbäddspanna.**

1. Avfallsvektorn som representerade **bioslam** skickades till modulen för avvattning innan förbränning genom att parametrarna "partwastetoi" (andel av avfallet till förbränning) och "icPartSludgeToDryer" (andel av avfallet som avvattnas) sattes till 1.
2. Efter avvattningen fortsätter avfallsvektorn direkt till förbränningen (CBF) där den omvandlades till slagg (till deponi), rökgaser (till rökgasrening) samt fjärrvärme (80 %) och elkraft (20 %).

### **Scenario D: Fibrer slam förbehandlas med termisk hydrolys och rötas därefter.**

1. Avfallsvektorn som representerade **fibrer slam** sickades in i modellen för rötning (anaerobic digestion) via ingången för förbehandling med termisk hydrolys genom att parametern "partwastetoadthp" sattes till 1 (andelen av avfallet som förbehandlas med termisk hydrolys).
2. Från förbehandlingsmodulen skickades den "förbehandlade" vektorn till röt-kammarmodulen där vektorn försågs med rätt torrsubstans halt (späddes) och omvandlades till två vektorer som representerade rötrest och rågas.
3. Rötresten avvattades i modulen för avvattning och skickades till modellen för transport och spridning på åkrar.
4. Rågasen från röt-kammarmodulen skickades vidare till biogasanvändnings modellen där den uppgraderades till fordonsgas och användes för att driva personbilar.

### **Scenario E: Fibrer slam avvattnas och förbränns i en cirkulerande fluidbäddspanna.**

1. Avfallsvektorn som representerade **fibrer slam** skickades till modulen för avvattning innan förbränning genom att parametrarna "partwastetoic" (andel av avfallet till förbränning) och "icPartSludgeToDryer" (andel av avfallet som avvattnas) sattes till 1.
2. Efter avvattningen fortsätter avfallsvektorn direkt till förbränningen (CBF) där den omvandlades till slagg (till deponi), rökgaser (till rökgasrening) samt fjärrvärme (80 %) och elkraft (20 %).

### **Scenario F: Fibrer slam rötas direkt efter spädning till önskad torrsubstanshalt.**

1. Avfallsvektorn som representerade **fibrer slam** sickades in i modellen för rötning (anaerobic digestion) via ingången för rötning utan förbehandling genom att parametern "partwastetoadorg" sattes till 1 (andelen av avfallet som förbehandlas inte förbehandlades).
2. Avfallsvektorn passerade oförändrad genom förbehandlingsmodulen och fortsatte till röt-kammarmodulen där den försågs med rätt torrsubstans och omvandlades till två vektorer som representerade rötrest och rågas.
3. Rötresten avvattades i modulen för avvattning och skickades till modellen för transport och spridning på åkrar.
4. Rågasen från röt-kammarmodulen skickades vidare till biogasanvändnings modellen där den uppgraderades till fordonsgas och användes för att driva personbilar.

**Scenario G: Matavfall mals ned, förbehandlas med skruvpress och pressvätskan rötas. Rejektet förbränns.**

1. Avfallsvektorn som representerade **matavfall** skickades till modellen för rötning via ingången som leder till skruvpressmodellen (Organiskt avfall till separering med skruvpress) genom att parametern ”partwastetoadscp” sattes till 1 (andel av avfallet som förbehandlas med skruvpress).
2. Från förbehandlingsmodulen skickades den ”förbehandlade” vektorn till röt-kammarmodulen där vektorn försågs med rätt torrsustans halt (späddes) och omvandlades till två vektorer som representerade rötrest och rågas.
3. Rötresten avvattades i modulen för avvattning och skickades till modellen för transport och spridning på åkrar.
4. Rågasen från röt-kammarmodulen skickades vidare till biogasanvändnings modellen där den uppgraderade till fordonsgas och användes för att driva personbilar.

**Scenario H: Matavfall förbehandlas med konventionella tekniker och rötas. Rejektet förbränns.**

1. Avfallsvektorn som representerade **matavfall** skickades till modellen för rötning via ingången som leder till den del av förbehandlingsmodellen som fanns innan projektet (Organiskt avfall, hygieniserat ej) genom att parametern ”partwastetoadorg” sattes till 1 (andel av avfallet som förbehandlas konventionellt).
2. Från förbehandlingsmodulen skickades den ”förbehandlade” vektorn till röt-kammarmodulen där vektorn försågs med rätt torrsustans halt (späddes) och omvandlades till två vektorer som representerade rötrest och rågas.
3. Rötresten avvattades i modulen för avvattning och skickades till modellen för transport och spridning på åkrar.
4. Rågasen från röt-kammarmodulen skickades vidare till biogasanvändnings modellen där den uppgraderade till fordonsgas och användes för att driva personbilar.

**Scenario I: Matavfall mals ned, förbehandlas med skruvpress och pressvätskan rötas. Rejektet går till förbehandling med termisk hydrolys och rötas därefter.**

1. Avfallsvektorn som representerade **matavfall** skickades till modellen för rötning via ingången som leder till skrukpressmodellen genom att parametern ”partwastetoadscp” sattes till 1 (Andelen av avfallet som behandlas med skruvpress).
2. Från förbehandlingsmodulen skickades den ”förbehandlade” vektorn till röt-kammarmodulen där vektorn försågs med rätt torrsustans halt (späddes) och omvandlades till två vektorer som representerade rötrest och rågas.
3. Rötresten i detta scenariorario återcikulerades och behandlades med termisk hydrolys och konventionell sortering genom att parametern ” adPartScpRejectToTHP” sattes till 1. Efter att rejektet förbehandlats skickades även det till rötningensmodulen på samma sätt.
4. Rågasen från röt-kammarmodulen skickades vidare till biogasanvändnings modellen där den uppgraderade till fordonsgas och användes för att driva personbilar.

**Modellparametrar**

Parameterinställningarna för de olika delmodellerna var i de flesta fall samma för alla scenarion och endast användandet av olika delmodeller skiljde de olika simulerade scenariona åt. De parameterinställningar som varierades finns omnämnda i scenariobeskrivningarna i bilaga D. Parameterinställningarna finns listade för var delmodell i tabellerna D1 till D2 .

**Tabell C1: Parametrar och deras inställningar för rötningensmodellen (Anaerobic digestion) som ändrades eller lades till särskilt för projektets simuleringar. Finns som en del av koden i filen ”Addkinit.m” som initierar rötningensmodellen.**

Parameternamn	Värde	Betydelse (funktion)
adPartToMeso	1	Andel av rötningen som sker mesofilt.
adptUSEffekt kWh	2,2	Ultraljudsbehandlingsens elförbrukning, kWh/kg slam.
adptLigToSug	0,0575	Andelen av ligninet som bröts ned till socker med THP.
adptCellToSug	0,3071	Andelen av cellulosan som bröts ned till socker med THP.
adptLigncell	1.7739	Faktor för ligninets bindande effekt på cellulosa vid
adPartSludgeToDryer	1	Hela rötresten behandlades i avvattningsmodulen.
(scpinit.m)	-	Fil som initierade skrukpressmodellen. Av Mattias Bisailon. Kod bifogad i bilaga F

**Tabell C2: Parametrar och deras inställningar för biogasanvändningsmodellen (Biogas Utilization) som ändrades eller lades till särskilt för projektets simuleringar. Finns som en del av koden i filen ”Guinit.m” som initierar biogasanvändningsmodellen.**

Parameternamn	Värde	Betydelse (funktion)
guPartBioGasHeatAndPower	0	Andel biogas som används för produktion av el och
guPartBioGasVeh	1	Andel fordonsgas som används i fordon.
guPartBioGasHDV	0	Andel gas till fordon som används i tunga fordon.
guPartBioGasBus	0	Andel gas till tunga fordon som används i bussar.

## Bilaga D: Udatatabeller

I Bilagan finns tabeller sammanställda av de data som den kompletterade ORWARE-modellen ger vid simuleringen av de olika avfallshanteringsscenarierna (A till I). Bilagan är ämnad för insatta i ORWARE och dess nomenklatur. Siffrorna i tabellerna är utkomsten vid den simulerade hanteringen av  $10^7$  kg avfall av scenariespecifika typ. Dessa siffror multiplicerades med avfallsvektorns TS och VS fraktioner (se tabell A1) och dimensionerats till en lämplig enheter innan de användes till att skapa stapeldiagrammen i resultatavsnittet.

**Tabell D1: Avfallshanterings scenariernas simulerade växthuseffektpotential (GWP, global warming potential) i enheten kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter.**

Variabler / Scenarier	A	B	C	D	E	F	G	H	I
zAirEmTT10	8 484	0	0	21 675	22 700	0	6 404	7 134	9 294
zAirEmsgspr1	6 891	0	0	11 380	11 900	0	4 173	4 529	5 948
zAirEmsol	141338	0	0	18351	18351	0	50483	49718	67387
zAirEmic	0	0	107905	0	0	47977	10599	13737	3710
zAirEmgu	209149	0	0	74223	67621	0	79547	78483	106787
zAirEmOilff	0	30 097	1 631	0	0	2 185	647	566	227
zAirEmSludgelfST	0	7 469 476	0	0	0	0	0	0	0
zCarbSinkWasteSTlf	0	0	-205 516	0	0	-126 841	-38 460	-37 301	-13 461
zCarbSinkSludgeSTlf	0	-817 406	0	0	0	0	0	0	0
zCarbSinkSoil	-355 933	0	0	-315 930	-331 451	0	-101 003	-104 653	-138 887
Wms	725	1 420	77	1 560	1 632	103	530	577	730
XsHe	269 830	269 830	0	119 974	119 974	0	-688	-8 534	16 540
XsEl	4 948 676	2 307 508	0	2 895 505	2 854 264	0	292 870	0	666 390
XsVeh	0	3 939 461	3 939 461	0	124 345	1 398 030	513 085	533 140	0
XsN	0	355 851	355 851	0	0	52 684	42 560	44 486	0
XsP	0	53 931	53 931	0	0	8 102	9 427	7 614	0
XsK	0	832	832	0	0	328	926	748	0
<b>TOTALT</b>	<b>5,23E+06</b>	<b>1,36E+07</b>	<b>4,25E+06</b>	<b>2,83E+06</b>	<b>2,89E+06</b>	<b>1,38E+06</b>	<b>8,71E+05</b>	<b>5,90E+05</b>	<b>7,25E+05</b>

**Tabell D2: Avfallshanterings scenariernas simulerade försurningspotential (AP, acidification potential) i enheten kg SO<sub>2</sub>-ekvivalenter.**

Variabler / Scenarier	A	B	C	D	E	F	G	H	I
zAirEmTT10	12,276	0,000	0,000	31,363	32,845	0,000	9,265	10,322	13,448
zAirEmsgspr1	11478,284	0,000	0,000	1809,552	1810,303	0,000	4102,249	4040,701	5476,429
zAirEmOilff	0,000	43,548	2,360	0,000	0,000	3,161	0,937	0,819	0,328
zAirEmSludgelfST	0,000	1486,286	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
zAirEmic	0,000	0,000	54184,492	0,000	0,000	13774,868	4381,275	3904,518	1533,446
zAirEmgu	586,628	0,000	0,000	208,182	189,666	0,000	223,116	220,130	299,520
Wms	7,832	15,332	0,831	16,839	17,625	1,113	5,717	6,229	7,880
XsHe	3090,490	3090,490	0,000	1374,113	1374,113	0,000	-7,880	-97,740	189,443
XsEl	26219,803	12225,981	0,000	15341,388	15122,884	0,000	1551,729	0,000	3530,768
XsVeh	0,000	2099,726	2099,726	0,000	66,276	745,148	273,473	284,163	0,000
XsN	0,000	377,849	377,849	0,000	0,000	55,941	45,191	47,236	0,000
XsP	0,000	776,548	776,548	0,000	0,000	116,661	135,741	109,637	0,000
XsK	0,000	8,708	8,708	0,000	0,000	3,435	9,686	7,823	0,000
<b>TOTALT</b>	<b>41400</b>	<b>20100</b>	<b>57500</b>	<b>18800</b>	<b>18600</b>	<b>14700</b>	<b>10700</b>	<b>8530</b>	<b>11100</b>



**Tabell D3: Avfallshanterings scenariernas simulerade gödningspotential (EP, eutrophication potential) i enheten kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-ekvivalenter.**

Varier / Scenarier	A	B	C	D	E	F	G	H	I
<b>Utsläpp till luft</b>									
zAirEmic	0	0	538	0	0	239	53	69	19
zAirEmgu	149	0	0	53	48	0	57	56	76
zAirEmTT10	3	0	0	8	9	0	2	3	4
zAirEmsgspr1	2 440	0	0	385	386	0	872	859	1 164
zAirEmso1	128	0	0	17	17	0	46	45	61
zAirEmOillf	0	12	1	0	0	1	0	0	0
zAirEmSludgelfST	0	316	0	0	0	0	0	0	0
Wms	1	2	0	2	2	0	1	1	1
XsHe	740	740	0	329	329	0	-2	-23	45
XsEl	1 950	909	0	1 141	1 125	0	115	0	263
XsVeh	0	378	378	0	12	134	49	51	0
XsN	0	222	222	0	0	33	27	28	0
XsP	0	35	35	0	0	5	6	5	0
XsK	0	1	1	0	0	0	1	0	0
<b>Utsläpp till vatten</b>									
zWaterEmso1	6 082	0	0	790	790	0	2 172	2 139	2 900
zWaterEmSludgelfST	0	6 040	0	0	0	0	0	0	0
zWaterEmAshlfST	0	0	126	0	0	19	34	30	12
zWaterEmSlaglfST	0	0	10	0	0	2	2	2	1
WaterXsN	0	0	0	0	0	0	0	0	0
WaterXsP	0	131	131	0	0	20	23	19	0
WaterXsK	0	1	1	0	0	1	1	1	0
<b>TOTALT</b>	<b>11500</b>	<b>8787</b>	<b>14403</b>	<b>2720</b>	<b>2720</b>	<b>455</b>	<b>3460</b>	<b>3280</b>	<b>4540</b>

**Tabell D4: Avfallshanterings scenariernas simulerade interna energianvändning/energigenerering uttryckt i MJ.**

Varier / Scenarier	A	B	C	D	E	F	G	H	I
Bränsle-användning	204 345	400 000	21 677	439 315	459 836	29 036	149 165	162 526	205 591
Fordonsgasproduktion	-40 101 483	0	0	-14 231 157	-12 965 396	0	-15 252 080	-15 047 935	-20 474 996
El-användning	11 011 210	0	2 500 000	9 182 616	9 010 683	2 500 000	7 196 593	6 328 004	7 979 972
El-generering	0	0	-12 120 163	0	0	-5 388 943	-1 190 541	-1 542 950	-416 690
Värme-användning	1 637 614	0	0	3 237 243	1 983 243	0	2 528 492	1 533 247	3 149 342
Fjärrvärmegenerering	0	0	-48 480 651	0	0	-21 555 772	-4 762 166	-6 171 798	-1 666 758