

Miljøprojekt Nr. 815 2003

Datarapport om sammensætning og biogaspotentiale i organisk dagrenovation

Thomas Højlund Christensen
Danmarks Tekniske Universitet

Jens la Cour Jansen
Lunds Tekniske Högskola

Orla Jørgensen
PlanEnergi

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

INDHOLD	1
FORORD	3
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	5
1 INDLEDNING	7
1.1 UNDERSØGELSENS BAGGRUND	7
1.2 PLAN FOR INDSAMLING AF PRØVER AF FORBEHANDLET KILDESORTERET ORGANISK DAGRENOVATION	8
2 UNDERSØGTE KILDESORTERINGSORDNINGER OG FORBEHANDLINGSMETODER	13
2.1 INDSAMLING I HOVEDSTADSOMRÅDET	13
2.1.1 Sortering	14
2.1.2 Information	15
2.1.3 Indsamlingsmetode	15
2.1.4 Mængde og sammensætning af affald	17
2.2 INDSAMLING I GRINDSTED KOMMUNE	18
2.2.1 Sorteringskriterier og information	18
2.2.2 Indsamlingsmetode	19
2.2.3 Mængde og sammensætning af affald	20
2.3 INDSAMLING I KOLDING	20
2.3.1 Sorteringskriterier og information	21
2.3.2 Indsamlingsmetode	21
2.3.3 Affaldsmængder	22
2.4 INDSAMLING I AALBORG	23
2.4.1 Sorteringskriterier og information	23
2.4.2 Indsamlingsmetode	24
2.4.3 Mængde og sammensætning af affald	24
2.5 INDSAMLING I VEJLE	24
2.5.1 Sorteringskriterier og information	24
2.5.2 Indsamlingsmetode	25
2.5.3 Mængde og sammensætning af affald	25
2.5.4 Metode for optisk sortering af organisk affald fra restaffald	26
2.6 INDSAMLING I MALMÖ	26
2.6.1 Sorteringskriterier og information	27
2.6.2 Indsamlingsmetode	27
2.6.3 Mængde og sammensætning af affald	27
2.6.4 Håndtering af organisk affald	28
2.7 FORBEHANDLING VED NEDDELING OG MAGNETSEPARERING	28
2.7.1 Metode	28
2.7.2 Effekt af forbehandling	29
2.8 FORBEHANDLING PÅ RULLESIGTE	29
2.8.1 Metode	29
2.8.2 Effekt af forbehandling	30
2.9 FORBEHANDLING PÅ SKRUESEPARATOR	31
2.9.1 Metode	31
2.9.2 Driftsresultater	32
3 PRØVETAGNING OG KARAKTERISERING	33
3.1 PRØVETAGNINGSPROCEDURE	33

3.1.1	<i>Rullesigte i Herning</i>	33
3.1.2	<i>Skrueseperator i Aalborg</i>	35
3.1.3	<i>Neddeler + magnet i Grindsted</i>	36
3.1.4	<i>Malmö</i>	37
3.1.5	<i>Oparbejdning i laboratoriet</i>	40
3.2	FORBEHANDLINGSEFFEKTIVITET	43
3.3	FYSISK KARAKTERISERING: METODE	51
3.3.1	<i>Metodebeskrivelse</i>	51
3.4	FYSISK KARAKTERISERING: RESULTATER	55
3.4.1	<i>Sigting af forbehandlet kildesorteret organisk dagrenovation.</i>	55
3.4.2	<i>Centrifugering af forbehandlet kildesorteret organisk dagrenovation</i>	57
3.4.3	<i>Samlet præsentation af alle sigteresultater</i>	61
3.5	ANALYTISKE METODER	67
3.5.1	<i>Crude fat (Fedt)</i>	67
3.5.2	<i>Crude fibre (Træstof)</i>	67
3.5.3	<i>Crude protein (Protein)</i>	68
3.5.4	<i>EFOS Kvæg</i>	69
3.5.5	<i>Starch (Stivelse)</i>	69
3.5.6	<i>Sugar (Sukker)</i>	70
3.5.7	<i>Dry matter (DM, TS, Tørstof)</i>	71
3.5.8	<i>Volatile Solids (VS, glødetab, Tørstofglødetab)</i>	71
3.5.9	<i>Nitrogen (Kjeldahl)</i>	71
3.5.10	<i>Volatile fatty acids (VFA)</i>	72
3.5.11	<i>Chemical oxygen demand (COD)</i>	72
3.5.12	<i>Chloride (Cl)</i>	73
3.5.13	<i>Phosphorous (P)</i>	73
3.5.14	<i>Potassium (K)</i>	74
3.5.15	<i>Sulphur (S)</i>	74
3.5.16	<i>Carbon (C), Hydrogen (H) and Nitrogen (N)</i>	75
3.5.17	<i>Calorific Value</i>	75
3.6	KEMISK KARAKTERISERING: RESULTATER	77
3.7	ASSESSMENT OF SAMPLING AND CHEMICAL ANALYSIS OF SOURCE-SEPARATED ORGANIC HOUSEHOLD WASTE	99
4	BIOGASPOTENTIALE OG PILOTSKALA FORSØG	115
4.1	MEASUREMENT OF METHANE-POTENTIALS OF SOLID ORGANIC WASTE	115
4.2	GASPOTENTIALE: RESULTATER	127
4.2.1	<i>Indsamlingsområder</i>	127
4.2.2	<i>Forbehandlingsmetoder</i>	129
4.2.3	<i>Gaspotentialer for rejektprøver</i>	131
4.2.4	<i>Oversigtstabeller</i>	132
4.3	UDRÅDNINGSFORSØG I PILOTSKALA: METODE	135
4.3.1	<i>Forsøgsudstyr</i>	135
4.3.2	<i>Affaldet</i>	137
4.3.3	<i>Forsøgsdrift</i>	137
4.3.4	<i>Opstart af forsøg</i>	139
4.3.5	<i>Bestemmelse af metanudbyttet.</i>	140
4.3.6	<i>Efterafgasning og karakterisering af udrådnede biomasse ved forsøgets afslutning</i>	141
4.4	RÖTFÖRSÖK I PILOT-SKALA: RESULTAT	143
4.4.1	<i>Dataöversikt</i>	143
4.4.2	<i>Uppdelad/Sorterad data</i>	155
4.4.3	<i>Efterutrömningsresultat</i>	157

Forord

Denne rapport er udarbejdet i et samarbejde mellem Miljø & Ressourcer DTU, Danmarks Tekniske Universitet, PlanEnergi (Skørping) og Avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Lunds Tekniska Högskola.

Rapporten indeholder baggrundsdata for projekterne *Sammenhæng mellem sortering, forbehandling og kvalitet af biomasse* og *Basisdokumentation for biogaspotentiale i organisk dagrenovation*. For hvert af projekterne foreligger der en selvstændig hovedrapport; men det er fundet hensigtsmæssigt at etablere en samlet datarapport, da dataindsamling for de to projekter har været integreret og da en stor del af datamaterialet benyttes i begge rapporter.

Begge projekter er finansieret af Miljøstyrelsen under programmet for renere Teknologi m.v.. Projektet *Basisdokumentation for biogaspotentiale i organisk dagrenovation* har yderligere fået en betydelig medfinansiering fra Malmö Stad og fra en række affaldsaktører i Hovedstadsområdet (Københavns Kommune, R-98 og Vestforbrænding I/S).

Rapporten er forfattet af Trine Lund Hansen og Thomas Højlund Christensen (M&R DTU), Orla Jørgensen (PlanEnergi), Åsa Svärd og Jes la Cour Jansen (Lunds Tekniska Högskola). Der udover har Poul Juul Hansen (Rambøll) og Niels Aagaard (COWI) bidraget til afsnit i rapportens kapitel 2.

Konklusioner og vurderinger i nærværende rapport er forfatterens ansvar og udtrykker ikke nødvendigvis de finansierende parters synspunkter.

Oktober, 2002

Thomas H. Christensen
Orla Jørgensen
Jes la Cour Jansen

Sammenfatning og konklusioner

Denne rapport præsenterer alene rådata og enkle sammenstillinger af resultater fra projekterne *Sammenhæng mellem sortering, forbehandling og kvalitet af biomasse* og *Basisdokumentation for biogaspotentialer i organisk dagrenovation*. Den indeholder således kun kommentarer og konklusioner vedrørende spørgsmål direkte knyttet til dataindsamling. For bearbejdning, diskussion og konklusioner derudover henvises til hovedrapporterne for de to projekter.

Kapitel 1 indeholder en beskrivelse af baggrunden for projekterne og planen for indsamling af prøver af forbehandlet kildesorteret organisk dagrenovation.

Kapitel 2 præsenterer kort de undersøgte kildesorteringsordninger og forbehandlingsmetoder, der indgår i projekterne.

Kapitlet indeholder således en beskrivelse af fuldskala og forsøgsordninger for indsamling af kildesorteret organisk dagrenovation i Hovedstadsområdet, Grindsted, Kolding, Aalborg, Vejle og Malmö. For hvert geografiske område præsenteres omfang og karakter af de deltagende husstande, indsamlingssystem, sorteringsvejledning og den informationsindsats, der har været benyttet i forbindelse med etablering af den enkelte ordning.

Derudover beskrives de tre danske anlæg til forbehandling af det organiske affald der indgår i projektet: Neddeling og magnetseparation i Grindsted, rullensigte i Herning og skrueseparator i Vaarst-Fjellerad (Aalborg).

I projektet indgår også to forbehandlingsmetoder, der benyttes i en ny bydel - Vestra Hamnen i Malmö. Her benyttes køkkenkværne og bundfældningstank til separat opsamling af det kværnede affald i et lille område og en mobil stempelseparator i pilotskala til behandling af affaldet fra resten af området. Disse to forbehandlingsordninger beskrives kort i afsnit 3.1 om prøvetagningsprocedurer, da de ikke i den nuværende form vil indgå i den fremtidige behandling af det kildesorterede organiske dagrenovation.

Kapitel 3 indeholder en beskrivelse af alle de procedurer der har været benyttet i forbindelse med prøvetagning, oparbejdning og fysisk samt kemisk karakterisering af prøverne i forsøget.

I afsnit 3.1 beskrives procedurerne for prøvetagningen fra hver af de 5 forbehandlingssystemer, samt de oparbejdningsprocedurer der har været benyttet i laboratoriet inden prøverne kunne benyttes til specialundersøgelser og inden de kunne sendes til kemisk analyse.

I afsnit 3.2 gives en samlet oversigt over de forskellige forbehandlingssystemers effektivitet med hensyn til at separere det kildesorterede organiske dagrenovation i en organisk fraktion - biomasse til bioforgasning og i restaffald - rejekt til forbrænding.

I afsnit 3.3 præsenteres metoder og afsnit 3.4 resultater af to forskellige metoder til fysisk karakterisering af biomassen.

I afsnit 3.5 beskrives de metoder, der har været benyttet til kemisk karakterisering af biomasse og rejekt og i afsnit 3.6 præsenteres samtlige analyseresultater fra den kemiske karakterisering af biomasse og rejekt.

Afsnit 3.7 indeholder resultatet af en specialundersøgelse af prøvetagningsprocedurerne inklusiv en statistisk vurdering heraf. Den statistiske analyse viser at den variation, der er knyttet til undersøgelsesresultaterne ikke kan forventes at være forårsaget af enkelttrin i de benyttede procedurer; men i væsentlig grad er knyttet til variationer i sammensætningen af det forbehandlede kildesorterede organiske dagrenovation og til usikkerheden på de kemiske analyser. Herudover indeholder afsnittet en beregning af den analyseusikkerhed, der er knyttet til de kemiske analyser i kraft af at der til hver af undersøgelsens analyseomgange er medtaget den samme prøve, der i alt er analyseret 6 gange i løbet af projektet. Afsnittet er udformet som en engelsksproget artikel, *Assessment of sampling, handling and analyses of source-separated household waste for evaluation of biogas-potential and potentials for recycling of nutrients*. Artiklen er fremsendt til tidsskriftet Waste Management.

Kapitel 4 indeholder en beskrivelse af de metoder og resultater der er opnået med henblik på karakterisering af biogaspotentialer af forbehandlede kildesorterede organisk dagrenovation.

Afsnit 4.1 indeholder metodebeskrivelsen for den laboratoriemetode, der har været benyttet til at bestemme biogaspotentialer og afsnit 4.2 indeholder alle resultaterne. Metodebeskrivelsen er udformet som en engelsksproget teknisk note *Measurement of Methane-Potentials of Solid Organic Waste*, der forventes fremsendt til tidsskriftet Waste Management.

Afsnit 4.3 indeholder en beskrivelse af de pilotskala reaktorer, der har været benyttet til kontinuert bioforgasning/udrådning af udvalgte typer biomasse dækkende hele undersøgelsesspektret. Afsnit 4.4 indeholder resultaterne fra disse pilotskala forsøg. Forsøgene er gennemført på forsøgsstationen på Sjölundaverket i Malmö og beskrivelsen er på svensk.

1 Indledning

Denne datarapport indeholder de dele af det tekniske grundlag for rapporterne *Sammenhæng mellem sortering, forbehandling og kvalitet af biomasse* og *Basisdokumentation for biogaspotentiale i organisk dagrenovation*, der vedrører den fysiske og kemiske karakterisering af forbehandlet kildesorteret organisk dagrenovation og rejekt samt biogaspotentialet af disse fraktioner. Datarapporten skal således kun opfattes som en baggrundsrapport til de to rapporter, hvor diskussion og vurdering af de opnåede resultater foretages.

1.1 Undersøgelsens baggrund

Miljøstyrelsen har gennem en årrække finansieret en række projekter med henblik på at etablere det faglige og økonomiske grundlag for gennemførelse af kildesortering af organisk dagrenovation i Danmark. Blandt andet fik en række kommuner bevilliget støtte til at gennemføre forsøgsordninger med kildesortering af dagrenovation i fuld skala. I tilknytning til forsøgsordningerne blev det kildesorterede organiske dagrenovation forbehandlet inden bioforgasningen. Da de forskellige forsøgsordninger benytter forskellige forbehandlingsmetoder er det oplagt også at undersøge hvordan forskellige kildesorteringssystemer og forbehandlingsordninger spiller sammen.

PlanEnergi, Cowi og Rambøll (Odense) ansøgte derfor miljøstyrelsen om midler til projektet *Sammenhæng mellem sortering, forbehandling og kvalitet af biomasse*, som skulle kortlægge, hvordan kildesorteret dagrenovation fra forskellige indsamlingsordninger håndteres af forskellige forbehandlingssystemer. I praksis skulle det ske ved at affald fra indsamlingsordningerne i Aalborg, Kolding og Hovedstadskommunerne blev tilkørt og forbehandlet, i det omfang det var teknisk muligt, på de forbehandlingsanlæg der benyttedes i fuldskala-forsøgsordningerne. Det ville herigennem være muligt at bedømme forbehandlingseffektivitet, kvalitet af biomasse og tekniske problemer ved forskellige kombinationer af sorteringsordninger og forbehandling, idet affald fra de samme geografiske områder blev forbehandlet på forskellige forbehandlingsanlæg.

Samtidig ansøgte Miljø & Ressourcer DTU, Danmarks Tekniske Universitet, Rambøll (Virum) og Avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Lunds Tekniska Högskola om et projekt om etablering af basisdata for sammensætning og karakteristika af organisk dagrenovation i forhold til biogaspotentialet for fraktioner indsamlet separat efter forskellige sorteringskriterier. Projektet indeholder tre faser: En kritisk gennemgang af det eksisterende datagrundlag, indsamling af nye pålidelige data om sammensætningen samt måling af faktiske biogaspotentialer i forbehandlet kildesorteret organisk dagrenovation.

Det var åbenlyst at de to projekter kunne koordineres således at projektet om sammenhæng mellem sortering, forbehandling og kvalitet af biomasse kunne levere prøvetagning og kemisk karakterisering af det organiske affald og projektet om etablering af basisdata kunne levere målinger af de samme prøvers biogaspotentiale.

Ved samarbejde med Malmö Stad blev det derudover muliggjort at inddrage yderligere to typer kildesorteringsordninger og forbehandlingsmetoder og at

foretage biogasudbyttebestemmelse i pilotskala, idet byens store renseanlæg Sjølundaverket råder over 5 parallelt opstillede pilotrådnetankssystemer.

Endeligt blev der etableret samarbejde med Grindsted kommune, således at kommunens permanente ordning for kildesortering og forbehandling kunne inddrages i forsøgene. Endvidere blev der lavet aftale med Vejle kommune om at få leveret optisk sorteret affald fra Vejle kommunes permanente ordning.

1.2 Plan for indsamling af prøver af forbehandlet kildesorteret organisk dagrenovation

Den basale ide bag de to projekter om *Sammenhæng mellem sortering, forbehandling og kvalitet af biomasse* og *Basisdokumentation for biogaspotentialer i organisk dagrenovation* er at kombinere kildesorteringsordninger og forbehandlingsordninger for dels at bedømme forskellige kombinationer; men naturligvis også for helt generelt at bestemme biogaspotentialer i forbehandlet kildesorteret organisk dagrenovation.

Forsøgsplanen blev derfor lavet således at følgende forholds betydning for biogaspotentialer kunne undersøges:

- effekten af affaldets geografiske oprindelse, hvor der er undersøgt affald fra Hovedstadsområdet, Grindsted, Kolding, Aalborg, Vejle og Malmö
- effekt af forbehandling, hvor affald fra samme områder blev forbehandlet på forskellige forbehandlingsanlæg
- effekt af boligtype, hvor områder med individuelle og fælles skraldespande blev undersøgt separat
- effekt af variationer over året, således at prøver af samme type blev udtaget og undersøgt fordelt over året
- effekt af prøvetagningsusikkerhed således at prøver blev udtaget og undersøgt parallelt.

Ideelt skulle alle ovenstående effekter kunne belyses og kvantificeres gennem en forsøgsplan baseret på statistisk forsøgsplanlægning, hvor udvalget af prøver var bestemt af behovet for data.

I praksis lader det sig ikke gøre både af økonomiske og tekniske årsager. Hvis alle kombinationer af ovenstående effekter skal undersøges ville prøvetagnings og undersøgelsesprogrammet få et meget stort omfang, der hverken økonomisk eller teknisk kunne realiseres. Samtidig er det ikke alle kombinationer af indsamlings og forbehandlingsordninger der rent teknisk og praktisk kunne koordineres. Forbehandling med neddeling og magnetseparation kan således kun anvendes på sorteringsordninger, hvor der hverken benyttes plast i husholdningerne eller i indsamlingen og affald og forbehandling i Malmö kunne af praktiske og tekniske grunde heller ikke kombineres med de øvrige ordninger. Den samlede forsøgsplan blev derfor et kompromis mellem faglige ønsker, økonomi og praktiske forhold.

Tabel 1.1 giver en samlet oversigt over alle forsøgets undersøgelser. De tre første kolonner beskriver affaldstypen og forbehandlingen medens de øvrige beskriver prøvetagnings- og undersøgelsesplanen.

Første kolonne angiver det geografiske område for indsamling og anden kolonne om der er indsamlet i områder med individuelle (I) eller fælles (F) skraldespande.

Den tredje kolonne angiver forbehandlingslokaliteten, hvor der i Grindsted (Gr) alene foretages neddeling og magnetseparering, i Herning (He) forbehandles på en rullensigte og i Aalborg (Aa) forbehandles med en skrueseparator. I Malmö forbehandles dels direkte i køkkenet med køkkenkværne (Kværn) og dels ved kildesortering i køkkenet på traditionel vis men med indsamling af hver af de to fraktioner i et centralsugesystem (Sug) med efterfølgende forbehandling i en stempelseparator.

Tabellens øvrige kolonner angiver prøvetagningsplanens tidsmæssige forløb samt omfanget af de undersøgelser, der foretages på den enkelte prøve.

A angiver prøver, hvor der alene sker kemisk karakterisering. Prøver mærket lys firkant er kemisk karakteriseret og der er yderligere foretaget biogaspotentialmålinger ved batch undersøgelser i laboratoriet. Prøver mærket mørk firkant er kemisk karakteriseret og der er yderligere foretaget biogaspotentialmåling ved batchundersøgelser og ved pilotundersøgelser.

Det fremgår af oversigten, at det kildesorterede organiske affald fra Hovedstadsområdet, Kolding, Vejle og Aalborg indgår i en delundersøgelse, hvor affald fra de samme fire geografiske områder forbehandles på rullensigten i Herning og skrueseparatoren i Aalborg. Der indgår affald indsamlet separat fra områder med individuelle og fælles skraldespande således at der kan foretages en vurdering af eventuelle forskelle herimellem udover vurderingen af de to forbehandlingsmetoders effekt på affald fra de 4 områder.

Affaldet fra Grindsted og i Malmö forbehandles kun på deres normale udstyr. Affaldet fra Hovedstadsområdet, hvor der udelukkende indgår papirposer i køkkenet og i indsamlingen kan yderligere forbehandles som i Grindsted, således at der er mulighed for at vurdere variationer mellem 2 geografiske områder med den samme - meget enkle forbehandling. Rent praktisk er forbehandlingen af affaldet fra Hovedstadsområdet foregået i Herning; men ved neddeling svarende til neddelingen i Grindsted.


Variationer over året i affaldets sammensætning baseres i det væsentlige på kemiske analyser af kildesorteret dagrenovation fra Hovedstadsområdet forbehandlet på rullensigten i Herning, af affald fra Aalborg forbehandlet med skrueseparator i Aalborg og af affald fra Grindsted forbehandlet i Grindsted. De skyldes at de tre typer kildesorteret dagrenovation i forbindelse fuldskalaforsøgene løbende behandles på disse forbehandlingsanlæg, således at der ikke skal laves specielle arrangementer med transport af affald. I hvert tilfælde baseres vurderingen på 5-6 prøvetagninger fordelt over året. Der indgår også heri separat indsamling af kildesorteret dagrenovation fra områder med henholdsvis individuelle og fælles skraldespande for affaldet fra Hovedstadsområdet og fra Aalborg.


Version 9, 11. juni 2002

Oprindelse	Indiv./Fælles	Forbehandling	J 2001	F 2001	M 2001	A 2001	M 2001	J 2001	J 2001	A 2001	S 2001	O 2001	N 2001	D 2001	J 2002	F 2002	M 2002	A 2002	M 2002	J 2002	J 2002	A 2002							
Grindsted (GR)	I	Gr								A			A					A											
Hovedstad (Ho)	F	"Gr"																											
	I	"Gr"																											
	F	He								A																			
	I	He								A																			
	F	Aa																											
Kolding (Ko)	F	He																											
	I	He																											
	F	Aa																											
	I	Aa																											
Vejle (Ve)	F	He																											
	I	He																											
	F	Aa																											
	I	Aa																											
Aalborg (Aa)	F	He																											
	I	He																											
	F	Aa																											
	I	Aa																											
Malmö (Ma)		Kværn																											
		Sug																											
																						Sum							
Kemiske analyser/prøver																						9	5	9	9	13	6	11	62
Biogaspotentialeanalyser																						9		8	4	11	2	8	42
Sjølunda biogasreaktor																						3		5		5		5	18
Prøver i Malmö																										2(2)		2(2)	
Prøver i Aalborg																						6 (4)		2 (2)	4 (2)	2 (2)		6 (2)	4 (2)
Prøver i Herning (He)																						4 (2)		2 (2)	6 (2)	2 (2)		2 (2)	2 (2) 4
Grindsted																						1 (1)		1 (1)	3 (1)			1 (1)	2 1 (1)

Symbolforklaring

A Kemiske analyser

 Kemiske analyser + biogaspotentiale målinger

 Kemiske analyser + biogaspotentiale målinger + Sjølunda reaktorforsøg

Tabel 1.1 Samlet oversigt over prøvetagning, kemisk analyse og bestemmelse af biogaspotentiale på prøver af forbehandlet kildesorteret organisk dagrenovation

Betydningen af prøvetagningsprocedurerne for usikkerheden i de kemiske analyser er foretaget på ruller sigten i Herning, hvor prøvetagningen og prøveopbejdningen er mest kompliceret og med skrueseparatoren i Aalborg, hvor der indgår væsentligt færre trin i behandlingen af prøverne. Disse undersøgelser fremgår ikke af oversigten; men blev gennemført i forbindelse med to af de almindelige prøvetagninger.

2 Undersøgte kildesorteringsordninger og forbehandlingsmetoder

Orla Jørgensen (PlanEnergi), Poul Juul Hansen (Rambøll), Niels Aagaard (COWI) og Jes la Cour Jansen (Avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Lunds Tekniska Högskola).

Affaldet indsamles i 6 områder, med forskellige indsamlingssystemer og sorteringskriterier.

1. Hovedstadsområdet: Dagrenovation kildesorteres i forsøgsområder. Der anvendes papirpose i køkkenet og containere eller papirsække udendørs til den organiske fraktion.
2. Grindsted: Dagrenovation kildesorteres permanent i byområdet. Der anvendes papirpose i køkkenet og papirsæk til den organiske fraktion udendørs.
3. Kolding: Dagrenovation kildesorteres i forsøgsområder i plastpose i køkkenet og papirsæk udendørs.
4. Aalborg: Dagrenovation kildesorteres i forsøgsområde. Der anvendes plastpose i køkkenet og plastbeholder udendørs.
5. Vejle: Dagrenovation kildesorteres permanent i en organiske fraktion og restaffald. Der sorteres i to farver plastposer i køkkenet og de samles i en udendørs plastbeholder. Poserne sorteres i et optisk sorteringsanlæg.
6. Malmö: Dagrenovation kildesorteres permanent i en ny bydel. Der benyttes to forskellige systemer. Et begrænset antal husstande afprøver anvendelse af køkkenkværne, hvor det kværnede affald fra husstandene opsamles i en fælles tank. De resterende husstande frasorterer den organiske fraktion i papirpose i køkkenet og leverer posen til et centralsugsystem med to nedkast, et til den organiske fraktion og et til restaffaldet.

Forbehandling af affaldet sker på 5 anlæg:

1. Neddeling og magnetseparation i Grindsted
2. Rullesigte i Herning
3. Skrueseparator i Vaarst-Fjellerad
4. Køkkenkværn og bundfældningstank i Malmö
5. Pilotskala stempelseparator som forsøg i Malmö

2.1 Indsamling i Hovedstadsområdet

I Hovedstadsområdet er der forsøgsområder i Brøndby, Frederiksberg, Gladsaxe, Herlev, Hillerød, Hvidovre og Københavns Kommune med i alt godt 16.000 husstande.

Det organiske affald kildesorteres i papirpose i køkkenet. Udendørs opsamlingsmateriel består dels af plastbeholder og dels af papirsække (Bates Combi System) eller biokurve. Det organiske affald indsamles separat hver 7. eller 14. dag dog oftere i enkelte ejendomme. Restaffald indsamles ugentligt.

2.1.1 Sortering

Sorteringskriterierne blev fastlagt på baggrund af:

- Krav stillet fra Knudmoseværket i forbindelse med forbehandling
- Krav stillet fra Studsgård Biogasfællesanlæg i forbindelse med bioforgasning
- Krav til slutproduktet, herunder lovgivningskrav
- Ønske om at etablere et hensigtsmæssigt indsamlingssystem
- Erfaringer fra andre kommuner (Grindsted, østfynske kommuner, Vejle, Kolding, Århus og Ålborg)
- Krav til kompostering i tilfælde af nedbrud af biogasanlæg

På baggrund af tidligere og eksisterende forsøg med kildesortering af dagrenovation var det forventet, at der ville være en vis grad af fejlsortering af affaldet i forsøget. Det var derfor nødvendigt at forbehandle det materiale, der blev indsamlet. Ved forbehandlingen på Knudmoseværket i Herning ville de mere kompakte organiske fraktioner så som knogler og ben blive frasorteret. For at undgå en stor restfraktion fra forbehandlingen udgik ben og knogler fra sorteringskriterierne til forsøget.

Fra Studsgård Biogasfællesanlæg blev der stillet krav om et tørstofindhold på minimum 25% i biomassen beregnet som gennemsnit over en måned. Flydende organisk affald så som sovs, yoghurt, is og lignende skulle derfor bortskaffes via kloakfløbet og ikke indsamles som del af den organiske fraktion. Dette havde også betydning ved etablering af et hensigtsmæssigt indsamlingssystem. Ved at undgå flydende affald i papirposen kunne man forebygge gennemvædning for at mindske gener ved indsamling i husstandens køkken.

For at opfylde kravet fra behandlingsanlægget om fri genanvendelse af det færdige afgassede produkt som gødning på landbrugsjord, samt for at overholde afskæringsværdier og grænseværdier fastsat i Bekendtgørelse nr. 49 af 20. januar 2000, om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål, var det nødvendigt at sætte krav til, at affaldets organiske fraktion skulle holdes fri fra materialer, der kan afgive miljøfremmede stoffer. Her tænkes specielt på plastik indeholdende blødgørere.

Ligeledes blev kriterierne fastlagt således, at kompostering af den organiske fraktion ville være muligt i tilfælde af, at biogasanlægget ikke kunne modtage affaldet.

Sorteringsvejledning med tekst og illustrationer er blevet omdelt til hver enkelt husstand og øvrige deltagere i forsøget. I tabel 2.1 er de valgte sorteringskriterier angivet.

Tabel 2.1 Sorteringskriterier i fuldskalaforsøget i Hovedstadsområdet

Organisk affald	Restaffald
Brød- og kagerester	Plast- og metalemballage
Ris, spagetti og andre kornprodukter	Gulv- og gadeopfej
Kerner	Kattegrus
Frugt- og grøntrester, (friske, kogte, syltede)	Støvsugerposer
Urter og krydderier, også kogte	Bleer og hygiejnebind
Kødaffald uden store ben/knogler	Kamme og børster
Levninger uden store ben/knogler	Konserverdåser
Fiskeaffald	Mælke- og juicekartoner
Æg og æggeskaller	Plastfolie, folie og poser
Mælkeprodukter så som smør, ost/osteskorper	Læder, tøj og stofrester
Kaffegrums, også filtre	Kødben og knogler
Teblade, også filtre og teposer	
Køkkenrulle, servietter brugt/vådt	
Dyreekskrementer	
Afskårne blomster og potteplanter	

2.1.2 Information

Hovedelementerne i informationsstrategien for indsamlingen var en plan for rækkefølgen, hvormed informationsmaterialerne skulle udsendes, samt en beskrivelse af indholdet af materialet.

Der var i projektet lagt vægt på at informationsmaterialet blev udformet visuelt entydigt med et fælles layout og logo for både den skriftlige og elektroniske information. Dette blev gjort for at synliggøre, at der var tale om et tværkommunalt forsøg. Til udarbejdelse af layout og logo blev der tilknyttet et professionelt reklamebureau.

Informationsindsatsen var rettet mod de deltagende husstande samt øvrige affaldsansvarlige i fuldskalaforsøget, herunder affaldstransportører, viceværter/gårdmænd og lokale afdelingsbestyrelser/grundejerforeninger.

Informationsindsatsen var primært skriftlig, men den blev underbygget via en hjemmeside. Hjemmesiden var opbygget med en offentlig tilgængelig del og en specifik projektdel alene tilgængelig for projektparterne.

I nogle kommuner blev der afholdt borgermøde for at informere borgerne om fuldskalaforsøget.

Til vognmændene blev der udarbejdet foldere, som skulle anvendes til at informere om fejlsorteret affald i forbindelse med afhentning af den organiske fraktion.

2.1.3 Indsamlingsmetode

Ved valget af indsamlingssystem til forsøget blev der lagt vægt på at sikre et visuelt genkendeligt og entydigt system. Målet var blandt andet at sikre, at det indsamlede bioaffald var så rent, at det kunne indgå i biogasfællesanlægget uden forbehandling. I køkkenet blev der anvendt papirposer placeret i enten trådstativ eller brun køkkenspand. Udendørs blev det organiske affald opsamlet i enten brune ventilerede plastbeholdere eller papirsække.

Forud for planlægningen af indsamlingen var der overvejelser om, at kommunerne skulle ændre indsamlingsfrekvens i forsøgsområderne, så både restaffaldet organisk affald blev indsamlet hver 14. dag i alle områderne. Formålet var at holde omkostningerne til indsamlingssystemet så langt nede som muligt.

Af flere årsager blev det dog besluttet at fastholde de hidtidige tømningfrekvenser for restaffaldet. Det var især manglende plads til opstilling af ekstra opsamlingsmateriel som medførte, at kommunerne valgte at fastholde den hidtidige indsamlingsfrekvens. I de fleste forsøgsområder blev det organiske affald indsamlet hver 14. dag, i nogle områder hver uge og i et enkelt område 2 gange ugentligt.

Materiellet til indsamlingen af organisk affald blev valgt ud fra følgende kriterier:

- Sikring af et visuelt logisk indsamlingssystem for borgerne
- Modtageanlæggets kvalitetskrav
- Kommunernes ønsker (størrelser, indretning af indsamlingsplads/skur/køkken)
- Erfaringer fra lignende projekter
- Økonomi
- Sikring af tilstrækkelig volumen i indsamlingssystemet til restaffald
- Arbejdsmiljø

Opsamling af organisk affald i køkkenet blev foretaget i papirposer. Poserne blev placeret i en 8 liter plastspand eller i et enkelt/dobbelt trådstativ.

Ved husstande med individuelt opsamlingsmateriel blev der enten anvendt 140 liters plastbeholdere i en brun jordfarve, Bates Combi System eller biokurv. Til husstande med fælles opsamlingsmateriel blev der anvendt 240 liters og 660 liters beholdere/minicontainere i plast. Disse beholdere er i lighed med 140 liters beholdere indrettet med ventilering og rist i bunden.

Kommunernes eksisterende dagrenovationskontrakter blev gennemgået for at klarlægge, om ændringerne i renovationssystemet havde indflydelse på de kontraktlige forhold. Herefter blev følgende aftaler indgået omkring indsamling af organisk affald i forsøgsperioden:

- Frederiksberg, Hillerød, Hvidovre og Københavns Kommuner indgik aftale med deres renovatør om indsamling af organisk affald.
- Brøndby, Gladsaxe og Herlev Kommuner gik sammen i et udbud for at få en fælles aftale med en ny renovatør.

Overfor renovatørerne blev der specielt lagt vægt på, at der blev:

- foretaget visuel kontrol af det organiske affald ved husstandene med henblik på at mindske risikoen for fejlplacering af restaffald, der i så fald ville forurene det organiske affald
- afhentet og bortskaffet organisk affald til forbrænding i de tilfælde, hvor der blev konstateret fejlplacering af restaffald i beholderen til organisk affald
- videregivet information til borgere eller ejendomsfunktionærer i tilfælde af fejlplaceringer af affald
- foretaget kommunevis registrering af affaldsmængderne
- indvejet og aflæst i forbindelse med omlastning af organisk affald

I/S Amagerforbrænding forestod distributionen af vejedata til de respektive kommuner og projektdeltagere.

Det indsamlede organiske affald blev afsat til forbehandling og bioforgasning i Herning. For at minimere transportudgifterne, blev det organiske affald omlastet i 30 m³ containere hos I/S Amagerforbrænding forud for transporten.

Særligt for omlastecontainerne var:

- at de skulle være tætte i lukket stand, så væske ikke kunne sive ud
- at overfladen på containernes inderside var epoxybehandlet af hensyn til korrosionsbestandigheden
- at der var monteret en tidsstyret luftsterilisator for at mindske lugtgener.

Til transportøren blev der udarbejdet særlige instruktioner primært omkring afhentning, transport og aflæsning af affald.

Til forbrændingsanlægget Knudmose og Studsgård Biogas i Herning blev der ligeledes udarbejdet særlige instrukser for modtagelse af affald, herunder registrering af data og analyseudtagning, samt instrukser for, hvad der skulle gøres i tilfælde af, at anlægget ikke kunne modtage det organiske affald fra Hovedstadsområdet .

2.1.4 Mængde og sammensætning af affald

Tabel 2.2 viser fordelingen af tilmeldte husstande i Hovedstadsområdet opdelt på forskellige områder og boligtyper og tabel 2.3 viser det samlede antal boliger opdelt på individuelle og fælles skraldespande.

Tabel 2.2 Antal tilmeldte husstande fordelt på boligtyper i Hovedstadsområdet

Kommune	Husstande	Åben/lav	Tæt/lav	Etage	Individuel beholder	Fælles beholder
	Antal i alt	Antal	Antal	Antal	Antal	Antal
Brøndby	555		294	267	294	267
Frederiksberg	974			974		974
Gladsaxe	1.400		603	797		1.400
Herlev	399	51		348	51	348
Hillerød	864	650	114	100	701	161
Hvidovre	2.090	21	806	1.263		2.090
København	10.078	1.387		8.691	1.387	8.691
I alt	16.366	2.109	1.817	12.440	2.433	13.931

Tabel 2.3 Fordeling af husstande på individuelle og fælles skraldespande

Boligtype	Antal husstande
Individuelle skraldespande	2.433
Fælles skraldespande	13.931

I april/maj 2001 og igen i november 2001 blev der i udvalgte forsøgsområder udtaget stikprøver af organisk affald og af restaffald med henblik på at undersøge:

- Sorteringseffektiviteten - hvor effektivt det organiske affald var udsorteret
- Potentiallet - hvor meget bioaffald, dagrenovationen indeholder
- Graden og typen af fejlsortering

Forsøgskommunerne havde udvalgt 17 repræsentative boligområder, hvorfra der af to omgange blev udtaget stikprøver til analyse. En stikprøve bestod af det organiske affald og restaffaldet fra alle forsøgshusstande i et af de udvalgte områder.

Følgende stikprøveområder blev udtaget:

- 3 områder med åben/lav bebyggelse, alle med individuelt opsamlingsmateriel.

- 3 områder med tæt/lav bebyggelse, heraf en bebyggelse med individuelt opsamlingsmateriel, mens der i de to andre var fælles opsamlingsmateriel.
- 11 områder med etageboliger.

Sorteringskvaliteten af det organisk affald og restaffaldet blev bestemt ved analyse. Analysen bestod i, at stikprøverne fra henholdsvis restaffaldet og det organiske affald blev vejret ved modtagelsen og efterfølgende sorteret i fraktionerne: Organisk affald, papir, glas, PVC (kun i første runde), farligt affald, haveaffald og restaffald. Endvidere blev affaldet sorteret i storskrald og ”fejlplaceret” affald (korrekt sorteret affald placeret i forkert beholder).

Hver af de udsorterede fraktioner blev vejret (våd vægt) og registreret.

Undersøgelsen af sorteringseffektiviteten viser et gennemsnitlig potentiale af organisk affald i dagrenovationen på ca. 4,4 kg pr. husstand pr. uge, svarende til ca. 44 % af den indsamlede mængde dagrenovation.

Den samlede mængde dagrenovation (indsamlet som organisk affald og restaffald) bestod af:

- 44% organisk affald
- 46% restaffald
- 10% genanvendeligt affald

Sorteringseffektiviteten, der viser hvor stor en del af den samlede mængde organiske affald der udsorteres fra dagrenovationen, blev beregnet ud fra mængderne af organisk affald indsamlet i beholdere til organisk affald og i beholdere til restaffald.

Tabel 2.4 Sorteringseffektivitet for husstande med individuelt og fælles opsamlingsmateriel i stikprøveområderne (kg/husstand/uge)

Husstandstype	Opsamlingsmateriel	Gennemsnitlig mængde organisk affald		Sorterings-effektivitet
		Indsamlet	Potentiale	
Enfamilieboliger	Individuelle sække	3,43	6,0	57,2 %
Etageboliger	Fællesordninger	1,17	4,3	27,5 %

2.2 Indsamling i Grindsted Kommune

I Grindsted Kommune indsamles kildesorteret organisk dagrenovation fra ca. 7.250 husstande fordelt på ca. 6.050 boliger med individuelle skraldespande og 1.200 boliger med fælles skraldespand.

Organisk dagrenovation kildesorteres i papirpose i køkkenet og udendørs i papirsæk. Det indsamles separat hver 14. dag, skiftevis med restaffald. Restaffald indsamles hver 14. dag i papirsække.

2.2.1 Sorteringskriterier og information

Indsamlingssystemet i Grindsted blev iværksat efter en forudgående intens informationskampagne. Herefter gennemføres en løbende information gennem annoncer i Midtjysk Ugeblad (husstandsomdelt) samt uddeling af løbesedler.

Desuden er der udarbejdet informationsmateriale for udviklingshæmmede og borger med læseproblemer, samt informationsmateriale, som udleveres til nye tilflyttere i kommunen.

Grindsted Kommunes sorteringsvejledning er gengivet i tabel 2.5.

Tabel 2.5 Sorteringskriterier for kildesortering i Grindsted

Organisk affald til bioforgasning
Alle madvarer uden emballage
Brød- og kagerester
Kød og pålæg
Fedt og sovs
Fisk og fiskeben
Frugt og grønsager
Kaffegrums og teblade med filtre
Afskårne blomster
Æggeskaller
Aftøringspapir (køkkenrulle og lignende)

Ud over informationen gennemføres der en løbende kontrol med kvaliteten af det indsamlede organiske affald. Der holdes regelmæssige møder med indsamlingspersonalet og med driftspersonalet på rensningsanlægget, hvor kvaliteten af det indsamlede affald er på dagsordenen.

Endelig foretager indsamlingspersonalet et overordnet visuelt check af affaldet ved hver afhentning, og hvis det skønnes, at der er fejlsortering af væsentligt omfang, afleveres der en påmindelse på den pågældende adresse i form af en "grøn seddel", som gør opmærksom på problemet, og der tilgår besked til kommunen om forholdet. I løbet af 1999 blev der afleveret i alt 336 "grønne sedler".

Hvis denne kontrol viser, at det er bestemte boligområder eller boligforeninger, som har problemer med sorteringen, tager kommunen kontakt til repræsentanter fra de pågældende områder med henblik på at få forbedret sorteringen, og der gennemføres en specialundersøgelse af det sorterede affald fra området.

2.2.2 Indsamlingsmetode

Indsamling af affald, herunder organisk affald til bioforgasning, i Grindsted Kommune er udliciteret til en privat entreprenør. Affaldet indsamles med 14 dages interval (organisk affald hver 14. dag og restaffald hver 14. dag). Affaldet indsamles i komprimerende biler, hvor komprimeringsgraden er droslet ned til et minimum, når der indsamles organisk affald.

Til opsamling af affald anvendes i køkkenet en 8 l pose i vådstærk papir. I affaldstativet anvendes en 85 l 2-lags papirsæk.

Brugen af papirposer til opsamling af organisk affald i køkkenet kan i starten vække modvilje hos brugerne som frygter gennemvædning og opløsning af posens bund. Som sikring mod dette anvendes ofte plastposer. I Grindsted Kommune har man overvundet dette problem, så der nu kun er ganske få af den slags tilfælde.

Kommunen udleverer et forudbestemt antal køkkenposerne beregnet på et estimeret årligt forbrug hos en gennemsnitsfamilie. Dette antal poser kan suppleres efter behov ved køb i lokale dagligvarebutikker i Grindsted.

Grindsted Kommune er i dette forår ved at udvide affaldsindsamlingen i 2-strømssystemet til også at omfatte landdistriktet, så hele kommunen bliver omfattet af systemet. Det drejer sig om ca. 1.050 husstande i landdistriktet.

2.2.3 Mængde og sammensætning af affald

I 1999 blev der leveret 1.132 tons kildesorteret organisk dagrenovation fra Grindsted Kommune til bioforgasning på kommunens renseanlæg. Der foreligger ikke en detaljeret opgørelse af, hvor meget det er indsamlet i individuelle sække og hvor meget der er indsamlet fra fællesordninger. Fordelingen i tabel 2.6 er sket på basis af de generelle enhedsmængder angivet i Miljøprojekt nr. 264, Dagrenovation fra private husholdninger.

Tabel 2.6 Indsamlet mængde organisk affald

Boligtype	Antal husstande	kg affald/ husstand / uge
Individuelle sække	6.050	2,75
Fællesordninger	2.000	2,55

I 1999 blev der gennemført specialundersøgelser og analyser af organisk køkkenaffald fra 4 boligområder i Grindsted. Det drejer sig om 3 boligforeninger med etageboliger (Tingparken, Grønnegården og Fynsgade) samt om villakvarteret Dalsøvej, Dalsvinget, Dalbo og Daltoften.

Resultatet af undersøgelsen viste, at mængden af fejlsorteret affald fra etageboligerne Tingparken og Fynsgade var 1,6 - 1,9 %, mens den i affaldet fra Grønnegården og fra villakvarteret var på ca. 0,2 %.

En fejlsortering på 0,2 % må siges at være noget af det bedst opnåelige, som kan forventes i sorteringssystemet.

De fejlsorterede materialer udgøres af et bredt sortiment fra husholdningen: Plastfolie, yoghurt bægre, mælkekartoner, aviser, metal, stanniol, bleer, porcelæn mv.

Grindsted Kommunes målsætning er at opnå en gennemsnitlig fejlsortering på under 1 %. Hvis det konstateres, at der i specifikke områder (som Tingparken og Fynsgade) er en sorteringskvalitet, som ligger under målsætningen, vil kommunen sætte ind med vejledning mv., så man som minimum opnår en sorteringskvalitet svarende til kommunens gennemsnitlige målsætning.

2.3 Indsamling i Kolding

Som forsøgsområde, er der udpeget et opland i Vonsild, Tved og Rebæk. Forsøgsområdet omfatter ca. 2.000 husstande. Områderne er udvalgt med henblik på, at så mange forskellige boligtyper som muligt kan afprøve systemet. Områderne omfatter både ældre og nyere bebyggelser, og boligtyper med etagebyggeri, parcelhusbebyggelse samt tæt, lav bebyggelse og bebyggelse i det åbne land. Fordelt på disse boligtyper deltager 1.623 husstande i enfamilieboliger og 414 husstande i etageboliger samt 21 egentlige erhvervejendomme.

Organisk dagrenovation kildesorteres i plastpose i køkkenet og udendørs papirsæk. Det indsamles separat hver 14. dag, skiftevis med restaffald. Restaffald indsamles hver 7. eller 14. dag i papirsække.

2.3.1 Sorteringskriterier og information

Der blev indledningsvis valgt en strategi, hvorefter informationskampagnen skulle gennemføres. Hovedpunkterne i den valgte strategi er følgende:

- Trinvis information til borgerne i forsøgsområdet
- Afholdelse af lokale borgermøder
- Etablering af udstillinger med det nye opsamlingsmateriel
- Udpegning af en ambassadørgruppe repræsenterende lokalområderne
- Udpegning af en følgegruppe repræsenterende personer med ansvar for den fysiske gennemførelse af indsamlingen i forsøgsområdet

Sorteringskriterierne ved indsamlingen er vist i tabel 2.7.

Tabel 2.7 Sorteringskriterier for indsamling i Kolding

ORGANISK AFFALD	RESTAFFALD TIL FORBRÆNDING
Blomster	Aviser, tilsmudsede
Brødrester	Bleer og andet vådt affald (skal pakkes ind)
Frugt	Metal, tilsmudset (konservesdåser, stanniol m.v.)
Grøntsager (både rå og kogte)	Pap
Kaffefiltre og kaffegrums	Plast
Kartoffelskræller og andre skræller	Sammensatte produkter og emballager (kartoner til mælk, juice og lignende)
Kattegrus	Sod og aske (skal pakkes ind)
Madrester (også tilberedt mad)	Støvsugerposer
Rester af tilberedt mad	Telefonbøger
Skaller, f.eks. fra æg og nødder	Ugeblade og brochurer, tilsmudsede
Tebreve inkl. filtre	
Vådt papir (køkkenrulle og lign.)	

2.3.2 Indsamlingsmetode

Kolding Kommune har valgt at afprøve et 2-strømssystem med følgende valgmuligheder:

- Sortering af dagrenovationen i en organisk fraktion til hjemmekompostering og en fraktion af restaffald til forbrænding
- Sortering af dagrenovationen i en fraktion af organisk affald til central kompostering og en fraktion af restaffald til forbrænding

Til opsamling i køkkenet af organisk affald til centralkompostering **skal** anvendes de af Kolding Kommune udleverede grønne plastposer (samme type som anvendes i Vejle), mens der er valgfrihed for pose til opsamling af restaffald. For hver af de

to valgmuligheder er der desuden mulighed for, at en gruppe af brugere går sammen om benyttelse af en fællesløsning.

For etageboligerne på Kløvervej besluttede ledelsen, at der skal benyttes et fællessystem med sortering til central kompostering.

De af brugerne valgte løsninger er sammenstillet i tabel 2.8 nedenfor.

Tabel 2.8 Fordeling af husstandene på forskellige indsamlingsmuligheder

	Hjem.	Central	Fælles hjem.	Fælles central.	Etage. central.	Gl. Tved Central	Gl. Tved hjem.
Antal	768	589	56	166	414	30	14

Der blev indgået aftaler om etablering af 22 fællesløsninger for enfamilieboliger. Den største fællesløsning blev etableret i Enebærparken, hvor 104 husstande fik oprettet 8 affaldsøer. Af de øvrige 21 fællesløsninger er 8 med 2 husstande, 1 med 4 husstande, 2 med 5 husstande, 1 med 6 husstande, 3 med 8 husstande, 2 med 10 husstande, 1 med 16 husstande, 1 med 20 husstande, 1 med 24 husstande og 1 med 30 husstande. Ud over dette blev der af Lejerbo's bestyrelse truffet beslutning om, at der ved etageboligerne på Kløvervej skulle etableres systemer til central kompostering af organisk affald med opstilling af Bates Combi stativer i affaldsøer. Etageboligerne på Kløvervej udgør således også en fællesløsning.

2.3.3 Affaldsmængder

Miljøstyrelsen har i 1992-93 ladet gennemføre en større undersøgelse med kortlægning af mængde og sammensætning af dagrenovation fra husholdninger i forskellige by- og landområder. Undersøgelsen viste, at mængden af dagrenovation fra enfamilieboliger i en stor provinsby er på gennemsnitlig 9,6 kg pr. uge og fra etageboliger 7,3 kg pr. uge.

Med disse mængder, skulle affaldsmængden fra forsøgsområdet blive ca. 15,6 tons pr. uge fra enfamilieboliger og ca. 3,0 tons pr. uge fra etageboliger. Indvejningerne fra uge 11 og 12 i marts måned 1997 af affald fra forsøgsområdet viser resultater på henholdsvis 14,86 tons og 15,80 tons, hvis man ser bort fra 2 vejersedler med ulæselig ruteangivelse. Der er i begge indvejningsrunder kun foretaget vejning af affald fra enfamilieboliger.

De særskilte indvejninger af affald fra forsøgsområderne inden forsøgets iværksættelse blev gennemført for at give et billede af, hvor stor affaldsmængden var i forhold til de "teoretiske" mængder af hensyn til den senere beregning og vurdering af hvor stor en del af affaldet, der kunne forventes hjemmekomposteres.

Med udgangspunkt i indvejningerne og Miljøstyrelsens enhedstal blev der opstillet oversigten i tabel 2.9 over enhedsmængder.

Tabel 2.9 Enhedstal for indsamling af affald i Kolding

	Enheds-mængder i kg/uge		Organisk affald Central-kompostering	Restaffald til forbrænding	√Hjemmekomp.	√Central komp.
	Samlet mængde affald	Organisk affald til hjemme-kompost				
Enfamiliebolig	9,50	2,70	3,60	6,80		5,90
Etagebolig	7,20	2,50	3,10	4,70		4,10

2.4 Indsamling i Aalborg

Aalborg kommune har siden 1990, som forsøg, indsamlet kildesorteret dagrenovation fra forskellige former for bebyggelse. Deltagerne har frivilligt meldt sig til ordningen.

Indsamling af organisk affald tilbydes i tre forsøgsområder. De ca. 2.300 boliger, der deltager i ordningen er fordelt på 647 enfamilieboliger og 1647 etageboliger.

Organisk dagrenovation kildesorteres i plastpose i køkkenet og udendørs plastbeholder. Det indsamles separat hver 7. eller 14. dag. Restaffald indsamles ugentligt i papirsække.

2.4.1 Sorteringskriterier og information

Deltagerne blev grundigt informeret ved forsøgets start i 1990 – 1992. Sorteringskriterierne findes i en pjece samt inde i låget på en del af skraldespandene. Den samlede information fremgår af tabel 2.10.

Tabel 2.10 Orientering af brugerne i Aalborg

Tidspunkt	Information
juni 1990	Informationskrivelse til beboerne i Stjernevejskvarteret
august 1990	I pjecen "Miljøet – en kilde sag" orienterer Renovationsvæsenet om forsøgets formål, opsamlingsmateriel og indsamlingsfrekvens.
august 1990	Borgermøde
september 1990	Pjecen "Så går vi i gang" udsendes med orientering om levering af køkkenstativer, sortering mv.
november 1991	Pjece "Forsøgsordning med kildesorteret affald fra husholdninger" udsendes med en beskrivelse af madaffaldets kredsløb.
marts 1992	I forbindelse med udvidelse af forsøgsområdet orienteres de nye deltagere bl.a. om de positive resultater i Stjernevejskvarteret. Desuden får de nye en ny udgave af pjecerne "Miljøet – en kilde sag", bestillingskort til køkkenstativer samt pjecen "Så går vi i gang". Pjecerne blev udsendt i to udgaver til hhv. etageboliger og enfamilieboliger. Orientering om at sække udskiftes med containere.

Sorteringskriterierne er fastlagt ud fra det enkle grundlag, at madaffald, der håndteres i køkkenet er organisk affald, som skal sorteres fra restaffaldet. De benyttede kriterier fremgår af tabel 2.11.

Tabel 2.11 Sorteringskriterierne i Aalborg

Organisk affald			Restaffald
Afskårne stueblomster	Fedt fra husholdningen	Kornprodukter	Aske
Appelsin- og citronskræller	Fisk og fiskeben	Kød	Bleer
Bananskræller og æbleskrog	Friturefedt	Kødben	Cigaretfiltere
Blomsteraffald fra stuen	Frugt og frugtrester	Køkkenrulle	Dekorationsler
Brødrester	Grøntsager	Mælkeprodukter	Gummi
Chips	Hår	Nøddeskaller Servietter	Hygiejnebind
Dyrefoder	Kaffegrums og -filtre	Sovs	Indpakkingspapir, vådt
Eddike	Kerner	Suppe	Kattegrus
		Tegrums og -filtre	Konservesdåser, snavsede
		Tobak	Kulstøv
			Mælkekartoner
			Papir, forurennet
			Propper og kapsler
			Støvsugerfiltere
			Tændstikker

2.4.2 Indsamlingsmetode

I køkkenet samles affaldet i plastposer i et dobbeltstativ. Den fulde plastpose bindes og lægges i en container.

Ved boliger med individuelle skraldespande er opstillet et dobbeltstativ med plads til en container til organisk affald og en papirsæk til restaffald.

Organisk affald indsamles hver anden uge og restaffald hver uge.

I etageområder med fælles affaldsøer er opsat ekstra containere til organisk affald. Affaldet afhentes ugentligt.

Aalborg kommune leverer grønne plastposer, der passer til det mindste rum i det dobbelte køkkenstativ, der blev udleveret ved forsøgets start.

Affaldet indsamles med bil monteret med skylleanlæg til containere, tromlekomprimator samt udstyr til lugtbekæmpelse.

2.4.3 Mængde og sammensætning af affald

I affaldsplanen har renovationsvæsenet regnet med at den potentielle affaldsmængde til biogas er ca. 4 kg pr. uge fra enfamilieboliger, hvoraf 3,2 kg forventes indsamlet. For etageboliger er den potentielle mængde regnet til godt 3 kg/bolig/uge hvoraf 2 kg forventes indsamlet. Tabel 2.12 viser de faktisk indsamlede mængder og det fremgår at enfamilieboligerne leverer væsentligt mere organisk affald og etageboligerne noget mindre end forventet.

Tabel 2.12 Indsamlet mængde organisk affald i Aalborg

Boligtype	Antal husstande	kg affald/husstand/uge
Individuelle skraldespande	647	5,7
Fælles skraldespande	1647	1,4

Der er fundet ca. 1% fejlsorteringer i form af metal, folie og andet plast end affaldsposer.

2.5 Indsamling i Vejle

I Vejle Kommune indsamles kildesorteret organisk dagrenovation fra ca. 26.339 husstande fordelt på 12.643 boliger med individuelle skraldespande og 13.696 boliger med fælles skraldespand.

Organisk dagrenovation og restaffald kildesorteres i to farver plastposer i køkkenet og samles i en udendørs plastbeholder. Affaldet indsamles samlet hver 7. dag og poserne sorteres i et optisk sorteringsanlæg.

2.5.1 Sorteringskriterier og information

Indsamlingssystemet i Vejle blev iværksat i slutningen af 80'erne efter en forudgående intens informationskampagne. Desuden er der udarbejdet informationsmateriale, som udleveres til nye tilflyttere i kommunen.

Vejle Kommunes sorteringsvejledning til brugerne er gengivet i tabel 2.13.

Tabel 2.13 Sorteringskriterier i Vejle

Organisk affald til kompostering

Blomster
Brødrester
Dyreekskrementer
Engangsbleer
Fisk og fiskeben
Frukt og bær
Grøntsager
Kaffefiltre og –grums
Kartoffelskræl
Kattegrus
Kød og ben
Køkkenrulle
Madrester
Potteplanter
Sovs
Tebreve
Vådt papir
Brug den sorte pose, hvis du er i tvivl

2.5.2 Indsamlingsmetode

Indsamling af affald, herunder organisk affald til kompostering, i Vejle Kommune er udliciteret til eksterne entreprenører. Dagrenovation indsamles hver uge. Affaldet indsamles i komprimerende biler.

Til opsamling af affald anvendes i køkkenet et dobbelt stativ med en grøn og en sort plastpose. Til opbevaring af de fyldte lukkede køkkenposer (både grønne og sorte) indtil afhentning anvendes en almindelig standard plastbeholder på 120 l.

Kommunen uddeler 2 gange årligt et forudbestemt antal køkkenposerne (både grønne og sorte) beregnet på et estimeret årligt forbrug hos en gennemsnitsfamilie. Dette antal poser kan suppleres efter behov ved afhentning på Teknisk Forvaltning.

Vejle Kommunes 2-strømssystem til indsamling af dagrenovation er unikt, idet den eneste ændring for brugeren er benyttelse af et dobbeltstativ i køkkenet. Alt øvrigt materiel til indsamling af affaldet er standardudstyr, som anvendes i et traditionelt indsamlingssystem.

Indsamlingssystemet, hvor kun lukkede grønne og sorte poser må placeres i affaldsbeholderen har endvidere bevirket, at brugerne i højere grad tvinges til at benytte de øvrige indsamlingssystemer for genbrugeligt affald.

2.5.3 Mængde og sammensætning af affald

Indberetningen til ISAG-systemet i år 2000 er på ca. 5.300 tons organisk dagrenovation fra Vejle Kommune til kompostering på kommunens anlæg. Der foreligger ikke en detaljeret opgørelse af hvor meget det er indsamlet i individuelle skraldespande og hvor meget der er indsamlet fra fælles skraldespande. Fordeling i tabel 2.14 er sket på basis af de generelle enhedsmængder angivet i Miljøprojekt nr. 264, Dagrenovation fra private husholdninger.

Tabel 2.14 Enhedstal for indsamlingen af organisk affald i Vejle

Brugertype	Antal husstande	kg affald/ husstand/ uge
Individuelle skraldespande	12.643	4,25
Fælles skraldespande	13.696	3,50

Affaldet leveret til denne undersøgelse blev indsamlet i et område med individuelle beholdere (6,620 tons, heraf 2,200 tons i grønne poser og 4,420 tons i sorte poser) og i et område med fælles beholdere (4,620 tons, heraf 1,320 tons i grønne poser og 3,300 tons i sorte poser). Fordelingen er vist i tabel 2.15.

Tabel 2.15 Indsamlet mængde organisk affald i undersøgelsen

Brugertype	Antal husstande	kg affald/ husstand/ uge
Individuelle skraldespande	840	2,62
Fælles skraldespande	750	1,76

Ifølge Vejle Kommunes affaldsplan 2001 - 2013 vil kommunen i den første periode frem til 2006 intensivere informationen og tilskyndelsen at sorteringen af affaldet forbedres. Desuden vil man arbejde for, at der etableres en ordning til indsamling af organisk affald fra erhverv.

2.5.4 Metode for optisk sortering af organisk affald fra restaffald

Affaldet modtages i komprimatorbiler, hvor de grønne og sorte køkkenposer er sammenblandet. Affaldet modtages i en modtagehal, hvor affaldet aflæsses i en modtagesilo. Fra modtagesiloen føres affaldsposerne på transportbånd med forskellig hastigheder frem til den optiske sortering. Hastighederne på transportbåndene er indstillet således, at de fyldte køkkenposer når frem til den optiske sortering i "et geled", som muliggør en effektiv sortering.

Ved den optiske sortering skubber svingarme alle grønne poser over på et særskilt transportbånd (den grønne linie) til kompostering. De sorte poser fortsætter på sorteringsbåndet igennem anlægget og direkte ud i en opsamlingscontainer for transport til forbrændingsanlæg.

I det aktuelle forsøg er de grønne poser fra de udvalgte boligområder ikke komposteret; men kørt til forbehandling og bioforgasning i Herning og Aalborg.

2.6 Indsamling i Malmö

I Malmö by indsamles kildesorteret organisk dagrenovation i et nyt byområde - Vestra Hamnen i to forskellige systemer.

Hovedparten af områdets lejligheder (ca. 450 husstande) skal kildesortere dagrenovationen på traditionel vis med indsamling af den organiske fraktion i papirposer og restaffaldet i plastposer efter eget valg. Der er dog kun ca. 130 husstande, der aktuelt er flyttet ind i området. Poserne afleveres i to forskellige typer nedfaldsskakte placeret nær boligerne, tilsluttet et centralsugsystem.

I et lille område med 70 lejligheder anvender køkkenkværne til det organiske affald. I dette område er der kun sket indflytning i 53 lejligheder. Dette affald opsamles separat i en fælles opsamlingsstank. Restaffaldet afleveres i nedfaldsskakte til restaffald omtalt ovenfor.

2.6.1 Sorteringskriterier og information

Indsamlingssystemet i Malmö blev iværksat i forbindelse med etableringen af en nye bydel Vestra Hamnen. Kildesorteringer omfatter en række fraktioner udover den organiske fraktion idet der også sker separat indsamling af avis, papemballage farvet og ufarvet glas, metalemballage og hård plastemballage. Disse fraktioner afleveres i særlige rum i området. Det resterende affald udgør restaffaldet.

Informationen om affaldshåndteringen er sket løbende under indflytningen af området. Hver ny beboer er blevet opsøgt af kommunens medarbejdere og har fået direkte information om systemet og dets anvendelse. Derudover har der været indbudt til informationsmøder ligesom der er udleveret brochuremateriale om anvendelsen og sorteringskriterierne.

Sorteringsvejledningen for det organiske affald - madaffaldet - til brugerne af begge systemer er gengivet i tabel 2.16.

Tabel 2.16 Sorteringskriterier i Malmö

Madaffald	Andet affald
Madrester	Grove kødben
Fersk og tillavet:	Hårde skaller f.eks. krabbeskjold
Fisk, kød og grønsager	Teposer
Æg inklusiv skaller	Aske fra træ
Brød	Cigaretskod
Kager	Snus og tobak
Frugt	Støvsugerposer
	Kattesand og hundeeskrementer
	Ting af metal, plast gummi og glas
	Miljøfarlige stoffer såsom:
	Opløsningsmidler, termometre, medicin, kemikalier, maling og batterier
	Tekstiler

2.6.2 Indsamlingsmetode

Indsamling af affald, herunder organisk affald til bioforgasning, i Malmö sker ved kommunens foranstaltning. Systemet blev etableret efter afslutningen af den store bomesse Bo01 som områdets lejligheder var en del af. Indflytningen i området er sket langsommere end forventet således at der indtil nu har været meget begrænsede affaldsmængder. Centralsugsystemet har været tømt hver anden uge i indkøringsperioden således at der indsamles organisk affald den ene uge og restaffald den anden. Begge systemer tømmes nu en gang om ugen. Tanken til affald fra køkkenkværne tømmes hver 14. dag.

Til opsamling af organisk affald er indrettet et specialstativ i køkkenet til papirpose. Restaffaldet indsamles i plastposer efter eget valg. Ekstra papirposer kan hentes i det rum hvor aviser, papemballage, farvet og ufarvet glas, metalemballage og hård plastemballage skal afleveres.

2.6.3 Mængde og sammensætning af affald

Mængden af indsamlet affald i forhold til områdets husstande er meget vanskeligt at opgøre, da der løbende sker indflytning til området. I forsøgsperioden har den fremtidige håndtering og behandling af affaldet ydermere været under etablering, således at der har været anvendt midlertidige løsninger. Affaldet fra centralsugsystemet er komposteret og tanken med det organiske affald fra køkkenkværnen har været tømt i tilløbet til kommunens rensesanlæg.

I området tilsluttet centralsuget er der foretages en opgørelse af registrerede beboede i området og den indsamlede mængde organisk affald. For tømningen af tanken til affaldskværnene har det ikke været muligt at foretage en tilsvarende opgørelse, da tømningen af tanken er sket meget uregelmæssigt og da det ikke kan afgøres om tanken er helt tømt hver gang. Tabel 2.17 viser derfor kun de indsamlede mængder pr husstand for centralsugsystemet. Der skal dog noteres at tallet er meget usikkert da det ikke kan opgøres i hvilke lejligheder der rent faktiske er sket indflytning.

Tabel 2.17 Enhedstal for indsamlingen af organisk affald i Malmö i system med centralsug

Brugertype	Antal husstande	kg affald/ husstand/uge
Fælles skraldespande	77	3,4

2.6.4 Håndtering af organisk affald

Det organiske affald fra centralsugsystemet køres i dag til kompostering. I fremtiden forventes det forbehandlet således at det kan bioforgasses. I forbindelse med undersøgelsen blev affaldet forbehandlet i en mobil stempelseparator (pilotskala) jf. afsnit 3.1.4.

Affaldet fra køkkenkværnene er opsamlet i en separat tank, der fungerer som en traditionel bundfældningstank. De faste partikler synker til bunds medens vandet og opløste stoffer løber over en overløbskant ind i områdets kloaksystem. Tanken tømmes med en slamsuger og affaldet køres til Sjölundaverket hvor der i dag er indrettet en modtagestation til affaldet. Det overpumpes til en lagertank, hvorfra de pumpes direkte ind til renseanlæggets rådnatanke med en snittende pumpe uden yderligere behandling. I forbindelse med undersøgelsen er affaldet kørt til Sjölundaverket og pumpet til en midlertidig oplagringstank, hvorfra prøvetagning kunne ske jf. afsnit 3.1.4.

2.7 Forbehandling ved neddeling og magnetseparering

Forbehandlingen på Grindsted Renseanlæg sker ved neddeling af det modtagne kildesorterede organiske dagrenovation i 2 trin med en mellemliggende magnetseparering.

2.7.1 Metode

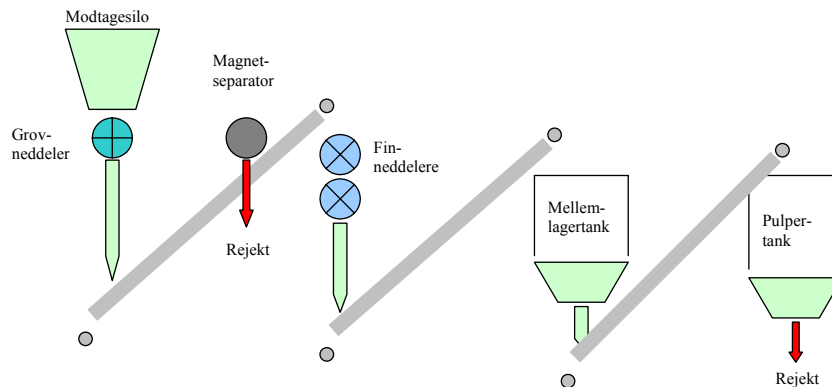
Inden hygiejniserings og bioforgasning blandes det organiske affald med slam fra renseanlægget i et bestemt forhold. Da indsamlingen af organisk affald sker hver 14. dag (en uge med indsamling af organisk affald og en uge med indsamling af restaffald) er det nødvendigt at foretage mellemlagring af det neddelte affald for at sikre en kontinuert proces gennem anlægget. Forbehandlingsanlægget står således stille en væsentlig del af tiden og har dermed en væsentlig større kapacitet end der p.t. udnyttes

Affaldsflowet gennem anlægget er lagt ud til 2.500 tons kildesorteret organisk dagrenovation pr. år, med ca. 11 tons pr. dag. Neddelings- og sorteringsudstyret (magnetseparering) har en kapacitet på ca. 5 tons pr. time og figur 2.1 viser en principskitse af anlægget.

Affaldet modtages i en silo med vandrebund, som automatisk transporterer det til grovneddeleren. Fra grovneddeleren føres affaldet via transportbånd til

finneddeling. Dette transportbånd er forsynet med en magnetseparator, som frasorterer magnetisk metal.

Efter finneddeling føres affaldet til en mellemlagertank, hvorfra det løbende udtages (via transportbånd) til blande-/pulpertanken. Fra pulpertanken udtages rejekt, men da affald og slam er blandet i tanken, kan det ikke entydigt bestemmes, hvor stor en mængde rejekt der stammer fra affaldet. Det er dog vurderingen, at kun en mindre del der stammer fra slam (finkornet sand m.m.).



Figur 2.1: Principskitse af forbehandling ved neddeling og magnetseparering i Grindsted

I pulperen blandes neddelte organisk affald med primær slam fra renseanlægget. Fra pulperen føres den blandede masse til hygiejnisering i en varmeveksler, og herfra videre til bioforgasning i rådnetank.

Efter udtag af den afgassede biomasse fra rådnetanken foretages en sidste afpuddning i en separator, hvor uønskede materialer frasepareres. Det drejer sig hovedsageligt om sand, sten og den resterende del af plastmaterialer. Den ovenfor beskrevne proces er designet til et indsamlingssystem, hvor der til opsamling og opbevaring anvendes papirposer i køkkenet og papirsække i affaldsstativet.

2.7.2 Effekt af forbehandling

Det organiske affald modtages med et tørstofindhold på ca. 31 %. Det finneddelte affald iblandes renseanlæggets primær slam, hvor tørstofindholdet er på 1 - 2 %. Det resulterende tørstofindhold i biomassen gennem anlægget til rådnetanken vil være omkring 4,5 %. Efter afgasning er det resulterende tørstofindhold ca. 2,3 % inden den sidste separation og afvanding. Den afgassede biomasse afvandes til et tørstofindhold på 23 - 25 %, hvorefter det lægges på lager i 12 måneder, inden det leveres ud til landbrug.

2.8 Forbehandling på ruller sigte

Forbehandlingen i Herning foregår ved grovneddeling og sigtning på en ruller sigte.

2.8.1 Metode

Forbehandlingsanlægget ligger ved EnergiGruppen Jylland A/S's affaldsforbrændingsanlæg, Knudmoseværket i Herning.

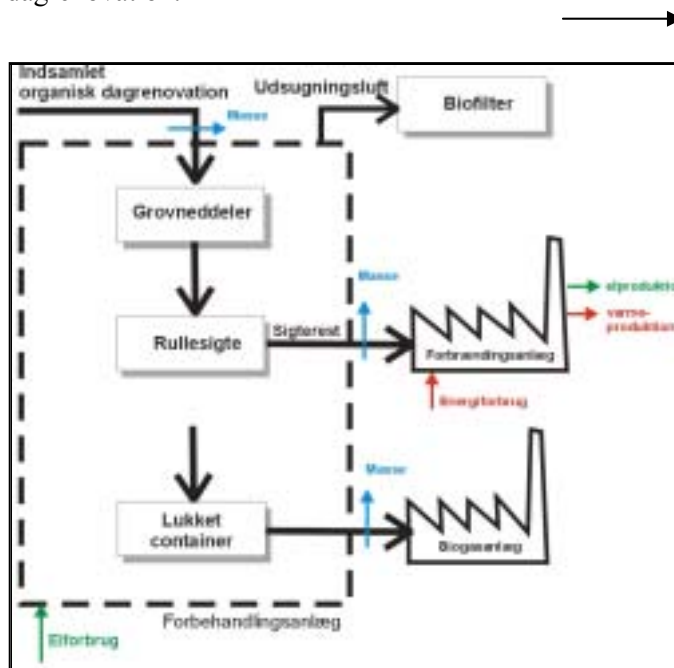
Den indsamlede organiske dagrenovation tippes af i en grav inde i modtagehallen, hvorfra den hejses op i en grovneddeler, jf. flowdiagrammet i figur 2.2. I grovneddeleren sønderrives plast- og papirposer. Efter neddeling falder affaldet ned på en rullesigte.

Den organiske del frasigtes og transporteres til en lukket container, hvori det køres til biogassfællesanlægget, Studsgård, i Herning. Det forbehandlede organiske affald finneddeles på biogassfællesanlægget, hvorefter det blandes med gylle og andet organisk affald før forgasning.

Sigteresten fra forbehandlingen, dvs. rejektet, transporteres til en kompressor container, hvori det køres til forbrændingsanlæg (Knudmoseværket) for at blive brændt.

Udsugningsluften fra forbehandlingsanlægget renses i et biofilter.

Anlægget har en kapacitet på 8 t/hr., svarende til 11.000 t organisk affald på årsbasis (det dobbelte ved skifteholdsdrift). I år 2000 er der behandlet ca. 4.000 tons dagrenovation.



Figur 2.2: Flowdiagram for forbehandlingsanlægget, Knudmoseværket i Herning

2.8.2 Effekt af forbehandling

Urenhederne i det modtagne kildesorterede dagrenovation består af plastposer, flasker, kapsler m.m. Kvalitetsbedømmelsen er af arbejdsmiljømæssige årsager foretages visuelt på værket, idet en mere præcis beskrivelse kræver udvidede personlige værnemidler for at beskytte personalet.

Det tilførte affald indeholder en vægtmæssigt lille væskemængde (mængderne varierer), der fraføres til anlæggets spildevandssystem. Væskefraktionen vurderes at være velegnet til bioforgasning.

Rejektet fra forbehandlingen er ved vejeforsøg målt til ca. 30% af det tilførte affalds vægt. Det skal dog bemærkes, at værket i dag tilstræber at optimere på

kvaliteten af biomassen og ikke på mængden af rejektet. Mængden af rejekt vurderes derfor at kunne halveres ved en optimering heraf.

Anlægget har i forsøgsperioden februar 2001 til februar 2002 haft et gennemsnitligt forbrug til forbehandlingen (for al modtaget organisk dagrenovation) som følger:

- el på 16 kWh pr. måned pr. tons affald, i alt 64,5 MWh i perioden
- varme på 8 kWh pr. måned pr. tons affald, i alt 31,8 MWh i perioden
- vand på 0,09 m³ pr. disk pr. tons affald, i alt 361 m³ i perioden

2.9 Forbehandling på skrueseparator

Forbehandlingen i Vaarst-Fjellerad sker ved miksning og efterfølgende separering på en skrueseparator.

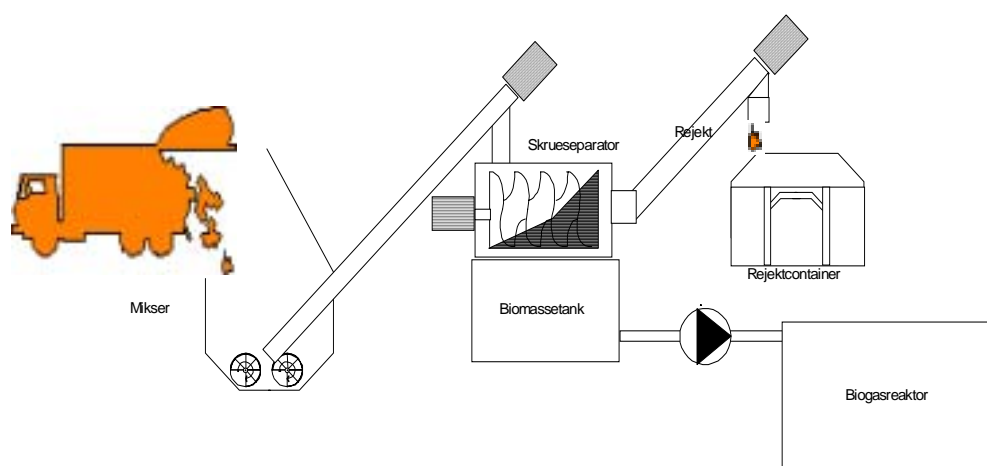
2.9.1 Metode

Vaarst-Fjellerad Biogasanlæg har en beregnet kapacitet på 170 t i døgnet, fordelt på 75% gylle og 25% andet organisk affald. Anlægget har en separat linie for organisk affald med en kapacitet på 10-15 t i døgnet. På denne linie kan udføres forsøg med sortering, afgangning og indholdsbestemmelse af organisk affald, som først efter afgangning blandes med den afgassede gylle.

Til at frasortere fejlsorteringer og plastposer er opstillet en skrueseparator som forbehandlingsenhed. Teknikken i skrueseparatoren er kendt fra fødevarerindustrien, hvor den anvendes til maskinudbening af kød. Det er en konisk snegl i et pressehus, som består af lameller, hvor den flydende del af affaldet kan presses igennem, mens faste bestanddele presses ud gennem en dyse. Dysen er forsynet med et trykklæde, der sikrer et passende modtryk. Lamellerne er anbragt med en indre spalteåbning på 1,5 mm, der udvider sig til 2 mm ved overfladen.

Foran skrueseparatoren er placeret en mikser, der neddelser affaldet. Fra mikseren føres affaldet med en snegl op til skrueseparatoren.

Skrueseparatorens funktion er at presse den bløde, organiske del ud af affaldet, så det er egnet som biomasse til bioforgasning.



Figur 2.3: Principskitse af forbehandling på skrueseparator på Vaarst-Fjellerad Biogasanlæg

2.9.2 Driftsresultater

I forbindelse med den driften af forbehandlingen på Vaarst-Fjellerad Biogasanlæg opgøres de tilførte mængder kildesorterede organiske dagrenovation og rejehtmængden løbende således at der på basis heraf kan laves en opgørelse af sorteringseffektiviteten. I tabel 2.18 ses opgørelsen for perioden august 2000 til juli 2001.

Tabel 2.18 Målinger af rejektprocent på Vaarst-Fjellerad Biogasanlæg

Mængder	Organisk affald ind tons	Rejekt tons	Difference tons	Rejekt%	Elforbrug kWh/T
aug-00	32,56	8,53	24,03	26%	
sep-00	39,94	11,41	28,53	29%	
okt-00	19,22	5,94	13,28	31%	
nov-00	22,52	5,05	17,47	22%	
dec-00	46,2	9,52	36,68	21%	
jan-01	47,38	19,34	28,04	41%	
feb-01	40,66	11,28	29,38	28%	
mar-01	37,56	18,34	19,22	49%	
apr-01	39,24	21,16	18,08	54%	
maj-01	46,08	20,32	25,76	44%	
jun-01	54,36	11,98	42,38	22%	
jul-01	58,90	7,34	51,56	12%	
I alt	484,62	150,21	334,41	31%	11
%		31%	69%		

I gennemsnit over de 12 måneder har rejektet udgjort 31% af den indvejede mængde kildesorterede organiske dagrenovation. Der er store variationer fra måned til måned og der er også store variationer mellem de enkelte læs.

Rejektet består af plastik, papir, jern, gummi, glas, træ, knogler, hårde grønsager mv. Rejektet er mere tørt end rått affald. Rejektet bortskaffes til forbrænding.

Elforbruget har været 11 kWh pr. tons organisk affald, hvoraf ca. halvdelen er anvendt til skrueseparatoren og resten til snegle og mikser. Der bruges ikke vand eller varme i forbehandlingen.

Det har ikke været muligt at vurdere kapaciteten på skrueseparatoren, da indfødningsneglen er det begrænsende led.

3 Prøvetagning og karakterisering

Prøvetagning, prøveopbejdning til kemiske analyser og laboratorie- og pilotskala undersøgelser har været en meget central del af projekterne.

For de kemiske analyser har der kunnet anvendes standardiserede metoder og hovedparten af disse analyser er derfor udført på to akkrediterede laboratorier. For prøvetagningen, prøveopbejdningen og laboratorie- og pilotskala undersøgelser har det været nødvendigt at udvikle nye metoder og procedurer.

Nedenfor beskrives indledningsvis prøvetagningsprocedurerne på de 4 forskellige geografiske lokaliteter og 5 tilhørende forbehandlingsmetoder, der indgår i projekterne. Dernæst præsenteres resultaterne af forbehandlingsmetodernes effektivitet med hensyn til at opdele det kildesorterede organiske dagrenovation i biomasse til udrådning og i rejekt. Dernæst beskrives to metoder med tilhørende resultater til fysisk karakterisering af biomassen. Efterfølgende beskrives de kemiske analysemetoder og tilhørende resultater. Afslutningsvis præsenteres resultatet af et forsøg til dokumentation af de benyttede prøvetagningsmetoders kvalitet og resultatet af den kvalitetskontrol af de kemiske analyser, der har været integreret i undersøgelsen.

3.1 Prøvetagningsprocedure

Trine Lund Hansen (M&R DTU, Danmarks Tekniske Universitet) og Åsa Svärd (Avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Lunds Tekniska Högskola)

For at opnå repræsentative prøver af den relativt inhomogene forbehandlede kildesorterede organiske dagrenovation og rejekt er der udviklet en speciel procedure for prøvetagningen. Da forbehandlingen varierer på de forskellige anlæg, varierer prøvetagningsproceduren ligeledes. I det følgende beskrives kort, hvilken form for forbehandling og prøvetagningsprocedure der benyttes på de forskellige anlæg, samt hvorledes prøverne efterfølgende oparbejdes i laboratoriet.

3.1.1 Rullesigte i Herning

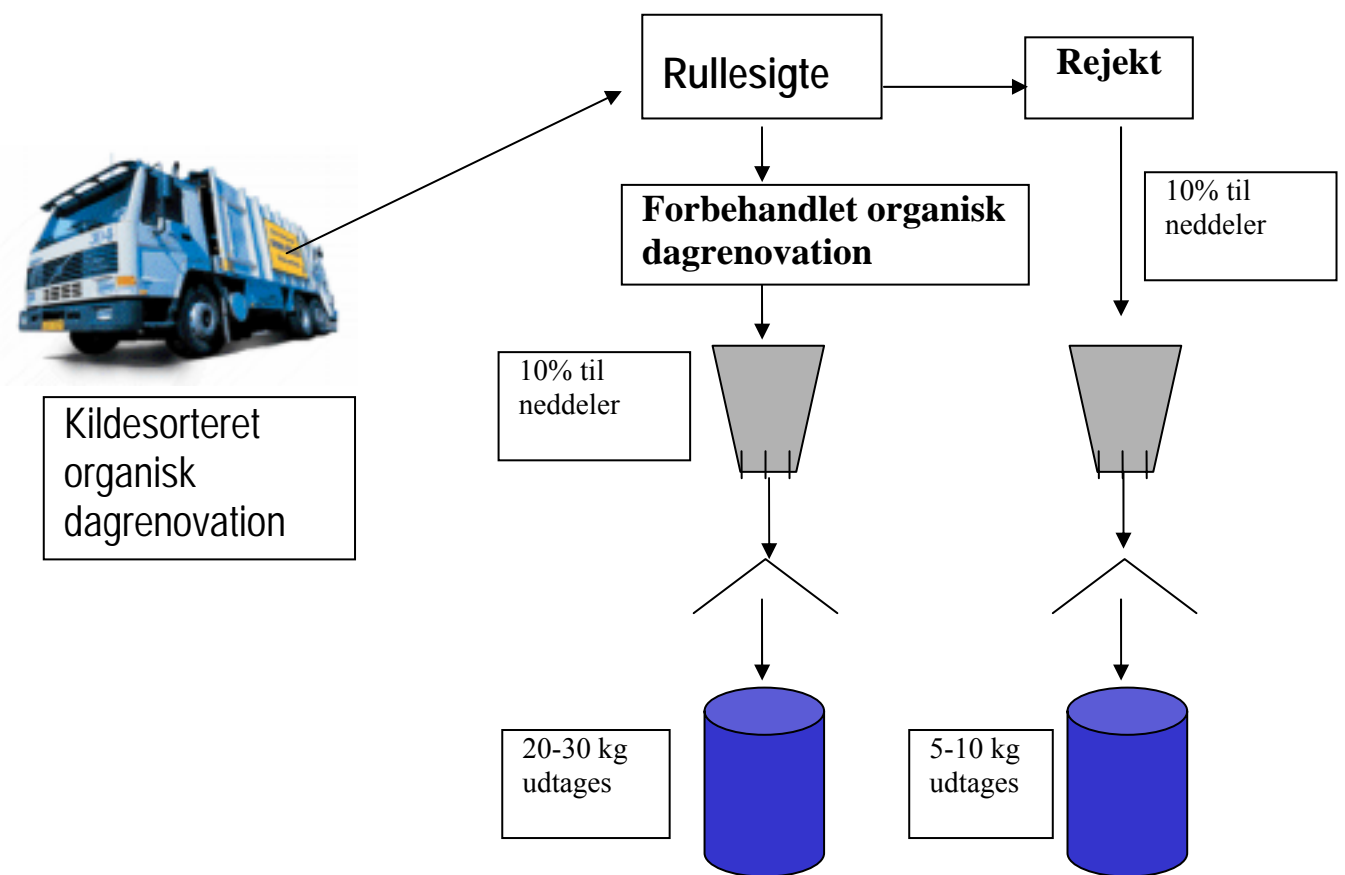
Den kildesorterede organiske dagrenovation forbehandles i Herning på en rullesigte (se figur 3.1.1.a) opstillet på Knudmoseværket, kommunens forbrændingsanlæg. Efter forbehandlingen køres den forbehandlede organiske dagrenovation til bioforgasning på Studsgård Biogasanlæg, mens rejektet forbrændes på Knudmoseværket.

Prøvetagningen baserer sig på et enkelt læs affald og er beskrevet i figur 3.1.2. Læsset vejes ved ankomst til anlægget. Efter forbehandling på rullesigte blev de to fraktioner (biomassen svarende til fraktionen af forbehandlet organisk dagrenovation, og rejekt) opsamlet i containere og vejjet. Herved blev andelen af biomasse og rejekt for den enkelte prøve bestemt. Efter vejning blev indholdet af begge containere tømt ud i separate bunker på gulvet i hallen, således at det var

muligt at udtage repræsentative prøver. Ved hjælp af skovl og trillebør blev der forskellige steder i bunken udtaget prøver svarende til i alt 10% (W/W) fra hver bunke. Disse mængder blev neddelte ved hjælp af en neddeler (se figur 3.1.1.b). Det neddelte biomasse og rejekt blev blandet på hver sin presenning, inden de endelige prøver blev udtaget (20-30 kg biomasse og 5-10 kg rejekt).



Figur 3.1.1: a: Rullesigten på Knudmoseværket
b: Prøvetagning efter forbehandling på rullesigten



Figur 3.1.2: Procedure for prøvetagning på rullesigte, Knudmoseværket i Herning

3.1.2 Skrueseparator i Aalborg

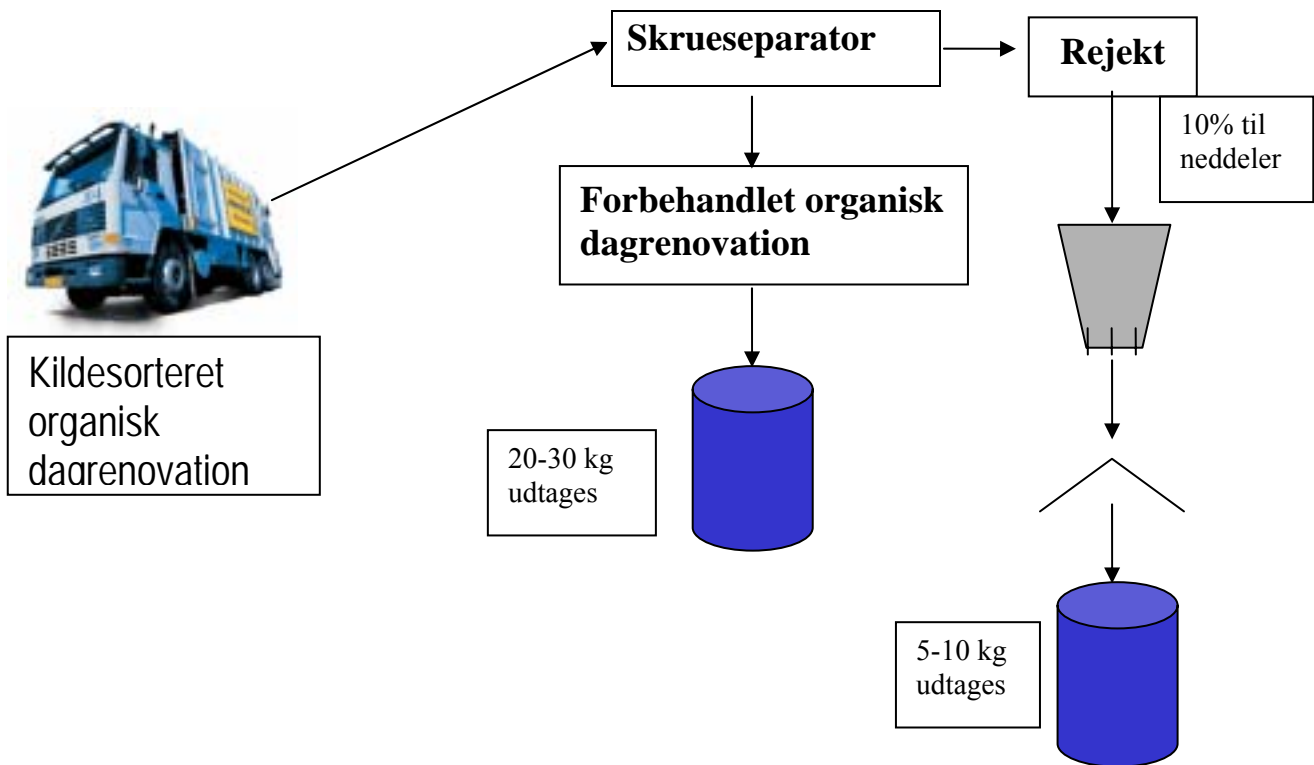
Den kildesorterede organiske dagrenovation forbehandles i Aalborg ved hjælp af en skrueseparator opstillet på Vaarst-Fjellerad Biogasanlæg. Fra en affaldsgrav føres affaldet via en snegl (se figur 3.1.3) ind i selve skrueseparatoren, hvor forbehandlingen sker. Den forbehandlede organiske dagrenovation - biomassen bioforgasses efterfølgende i en separat tank på Vaarst-Fjellerad Biogasanlæg, mens rejektet køres til forbrænding på forbrændingsanlægget i Aalborg.



Figur 3.1.3: Affaldsgrav på Vaarst-Fjellerad Biogasanlæg

Figur 3.1.4 viser proceduren for prøvetagning på Vaarst-Fjellerad Biogasanlæg. Efter forbehandling af det kildesorterede organiske dagrenovation i skrueseparatoren var konsistensen af biomassen ”grødagtig”. Det var muligt at røre direkte i tanken og neddeling var derfor ikke nødvendig for at udtage repræsentative prøver. De blev udtaget direkte fra tanken. Hvis der var tale om store affaldslæs, hvor det under forbehandlingen var nødvendigt at tømme tanken, blev der udtaget prøver løbende under forbehandlingen, således at de udtagne prøver repræsenterede hele affaldslæsset. Prøvetagningen af rejektet fra processen blev foretaget som ved forbehandling med rullesigte.

Det var ikke muligt at veje den totale mængde forbehandlede organisk dagrenovation. Denne blev derfor bestemt ved at måle højden af ”grød” i tanken, hvorefter dette blev omregnet til kg biomasse (tankens størrelse og biomassens densitet kendt). Den samlede mængde rejekt blev opsamlet i containere og vejede. Ud fra dette blev andelen af biomasse og rejekt for hver prøve beregnet.

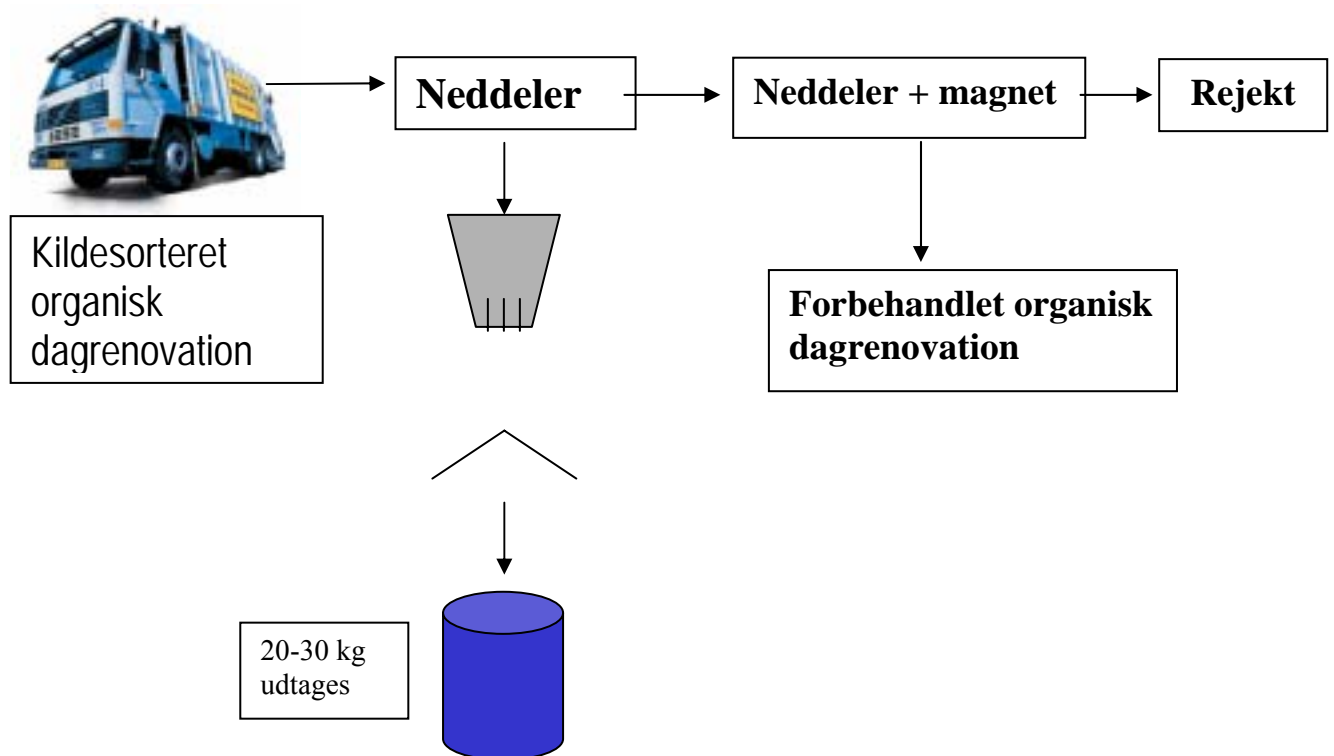


Figur 3.1.4: Procedure for prøvetagning fra skrueseparator på Vaarst-Fjellerad Biogasanlæg

3.1.3 Neddeler + magnet i Grindsted

I Grindsted forbehandles den kildesorterede organiske dagrenovation på Grindsted Renseanlæg. Forbehandlingen består i neddeling med to neddelere (forskellig størrelse) og fjernelse af metalliske fremmedlegemer vha. en magnetseparator. Forbehandlingsanlægget behandler udelukkende organisk dagrenovation indsamlet i papirsposer, hvorfor separation af plast ikke er nødvendigt (anlægget tilføres kun plast via fejlsorteringer). Efter forbehandlingen pulpes det forbehandlede affald og bioforgasses sammen med slam fra renseanlægget. Rejektet, der vægtmæssigt udgør en meget lille del af affaldsmængden (under 1% W/W), køres til forbrænding.

Figur 3.1.5 viser proceduren for prøvetagning på Grindsted Renseanlæg. Af arbejdsmiljømæssige årsager var det ikke muligt at udtage prøverne efter forbehandlingen var tilendebragt. Der blev derfor udtaget prøver efter den første neddelere, hvor affaldet falder lodret ca. to meter ned. Her var det muligt at åbne en stor luge og udtage prøverne med skovl. Neddeler nr. 2 på anlægget blev simuleret ved at køre de udtagne prøver gennem en medbragt neddelere. Magnetseparatoren blev ikke simuleret, men det vurderes ikke at have nogen praktisk betydning, da rejeckt mængden fra denne var meget lille. For at opnå prøver, der var repræsentative for hele affaldslæsset, skete prøvetagningen løbende gennem hele forbehandlingen. Efter forbehandling i neddeleren blev affaldet blandet på presenning og derfra blev den endelige prøve udtaget (20-30 kg). Der blev ikke udtaget prøver af rejecktet, da det blev vurderet, at dette mængdemæssigt udgjorde en ubetydelig del af den samlede affaldsmængde.



Figur 3.1.5: Procedure for prøvetagning fra neddelers + magnet på Grindsted Renseanlæg

3.1.4 Malmö

I Malmö används två typer av insamling av organiskt hushållsavfall i det nybyggda bostadsområdet Västra Hamnen. De två systemen är:

- Sopsugsystem för avskiljande av fraktionerna brännbart och organiskt matavfall
- Köskvarnssystem för utsortering och lokalförbehandling av organiskt matavfall med separat ledning till underjordisk avskiljningstank

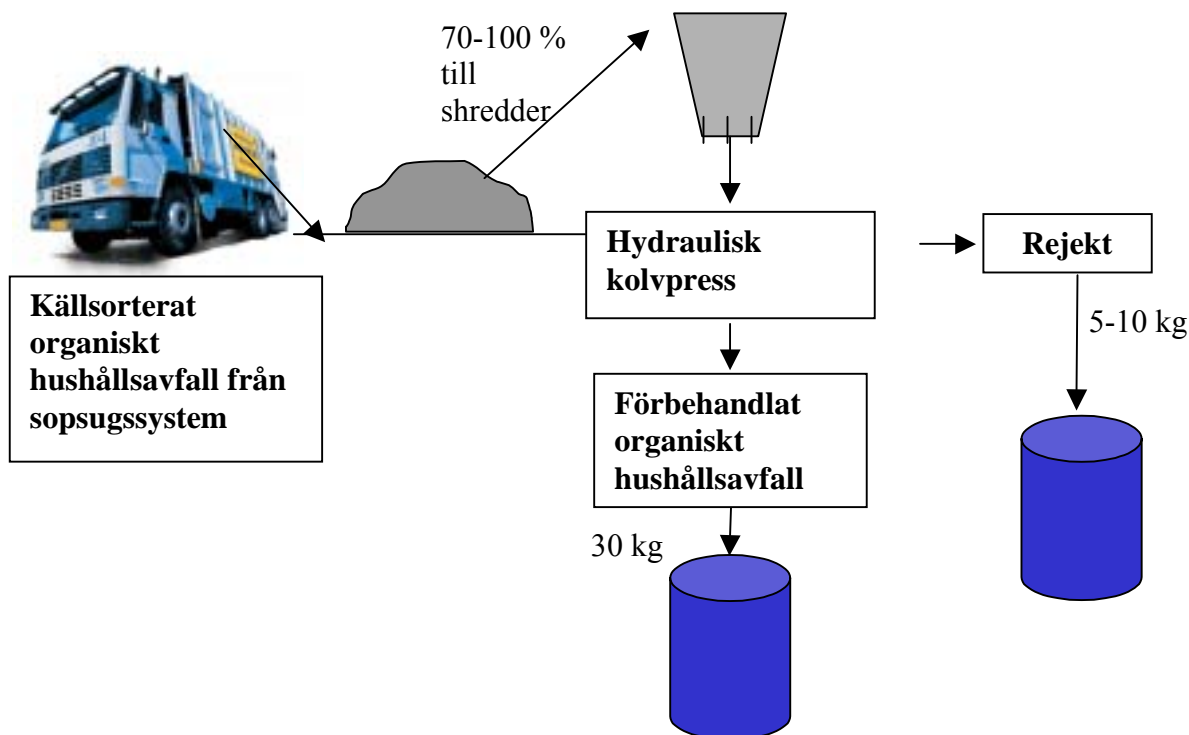
Vid provtagningstidpunkterna hade varken sopsugsavfallet eller köskvarnsavfallet börjat rötas i stor skala eftersom val av förbehandling inte gjorts och rötkastrarna ej tagits i drift på Sjölunda. Därför har provtagningen i Malmö gjorts lite mer provisoriskt än vad som gjorts på de danska anläggningarna. Avfallsmängderna från båda systemen i Malmö har varit liten, vilket har lett till att största delen av den genererade avfallsmängden från en 14 dagars period har kunnat tas ut som ett prov. Nedan beskrivs hur provtagningen har gått till för respektive insamlingssystem.

3.1.4.1 Sopsugsavfall

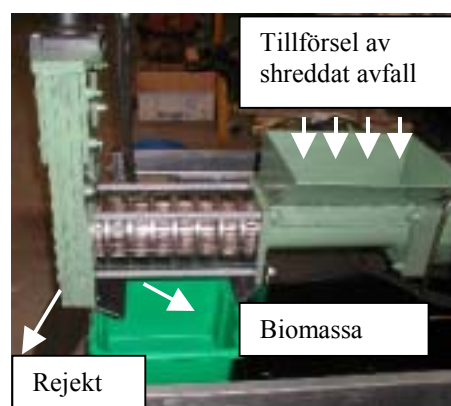
Matavfall från sopsugssystemet har provtagits enligt följande. Största delen av avfallet som tömts i en bunke på SYSAV AB har grävts upp i tunnor och transporterats till Sjölunda Avloppsreningsverk. Allt avfall har därefter behandlats i samma neddelers som använts i Grindsted och Herning. Efter neddelern har avfallet förbehandlats i en pilotskalig kolvpress (se figur 3.1.7.) som avskiljer plast och annat oönskat material genom att pressa ut en rötbar fraktion - biomassa genom spalter vid högt tryck. Den ihopsamlade biomassa som är ganska homogen med relativt liten partikelstorlek har därefter blandats om manuellt och portionerats ut i 0,4 liters plastburkar med lock som frusits ned samt större burkar för

biogaspotentialmätning, kemisk karaktärisering och fysisk karaktärisering. Totalt har ca 30 kg prov tagits ut. Figur 3.1.6 visar proceduren för provtagningen.

Från det samlade rejektet (plast och annat oönskat material) har ca 5-10 kg tagits ut.



Figur 3.1.6: Procedur för provtagning av källsorterat organiskt hushållsavfall från sopsugssystemet



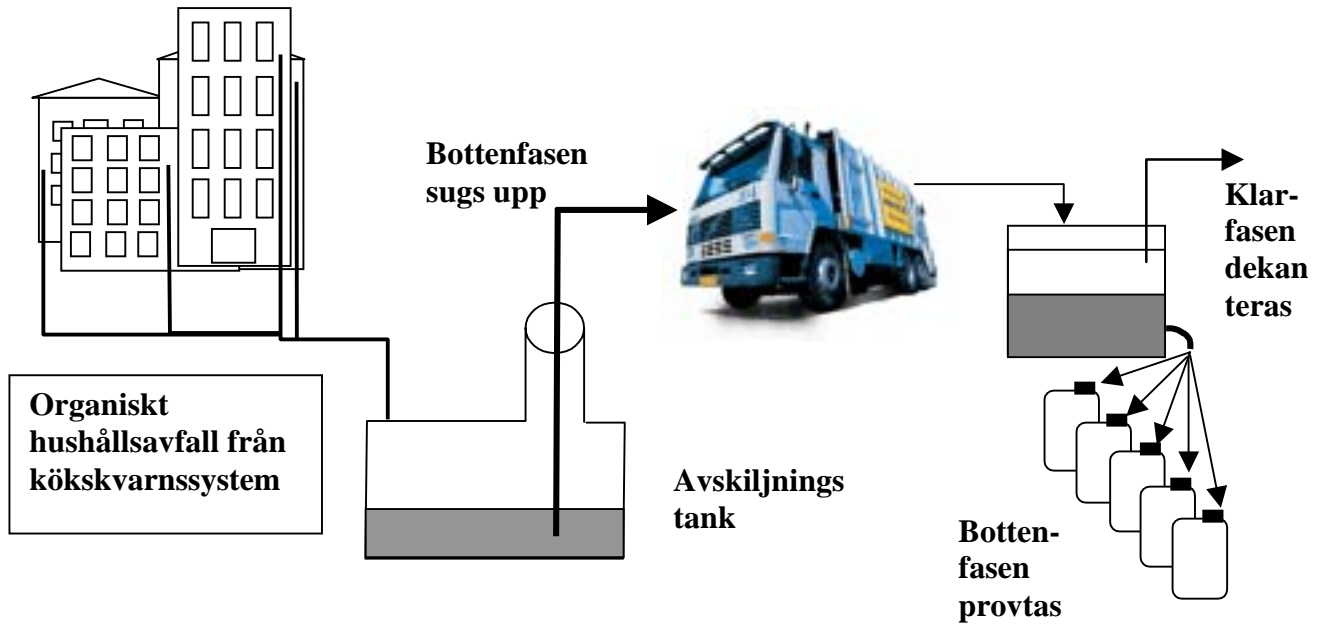
Figur 3.1.7: Hydraulisk kolvpress

3.1.4.2 Köskvarnsavfall

Matavfall från 14 dagars generering till köskvarnssystemet har provtagits med slamsugningsbil som pumpat upp den sedimenterade fasen från avskiljningstanken i Västra Hamnen. Figur 3.1.9 a och b visar tömning av tanken. Provvolymen (500-1000 liter) har därefter tömts i en 1 m³ behållare på Sjölunda Avloppsreningsverk. I behållaren har avfallet ytterligare fått sedimentera ca ett dygn för att uppnå en TS-halt över 5 %. Klarfasen (> 50 %) har dekanterats och det förtjockade avfallet som är mycket homogent och finfördelat har därefter samlats upp i dunkar. TS-innehållet i det uttagna avfallet har kontrollerats. Vid TS < 5 % har materialet i

dunkarna fått stå och sedimentera ytterligare och den bildade klarfasen dekanteras innan resten frusits ned. Från varje dunk har ett prov tagits ut för slutlig mätning av TS-innehåll. Totalt har en provmängd på ca 50 liter tagits ut. Figur 1.3.8 visar proceduren för provtagningen.

Systemet genererar ingen rejektfraktion.



Figur 3.1.8: Procedur för provtagning av organiskt hushållsavfall från köskvarnssystemet

Figur 3.1.9: a och b: Provtagning ur avskiljningstank med slamsugningsbil.

3.1.5 Oparbejdning i laboratoriet

3.1.5.1 Affaldsprøver

Forbehandlingsmetoden har afgørende betydning for homogenitet og konsistens af



biomassen. Oparbejdningen i laboratoriet varierer derfor efter hvorledes affaldet er forbehandlet.

Organisk dagrenovation forbehandlet på rullesigte eller neddelere + magnet er en relativ heterogen masse. I laboratoriet blev de udtagne affaldsprøver derfor neddelt yderligere i en industriblender, se figur 3.1.10. Fra denne biomasse blev udtaget prøver til bestemmelse af tørstof. Derefter tilsattes vand til industriblenderen og neddelingen fortsatte inden prøver til fysisk karakterisering (Lund) blev udtaget. Desuden blev en mindre prøvemængde til yderligere neddeling i stavblender udtaget. Denne proces krævede ligeledes tilsætning af vand. Herfra blev prøver til bestemmelse af biogaspotential, pH, Volatile Fatty Acids (VFA) og kvælstof udtaget. Resten af den neddelte prøve blev tørret ved 80°C (herved målte prøvens tørstofindhold) og neddelt til pulver ved hjælp af en hammermølle. Dette pulver blev analyseret for fedt, protein, træstof, aske, EFOS (Enzym Fordøjeligt Organisk Stof), ammonium, stivelse, sukker, COD, K, P, N, C, H, S, brændværdi og Cl.



Figur 3.1.10: Blendet affald i industriblender

Oparbejdning af affaldsprøverne fra skrueseparatoren foregik efter samme princip som beskrevet ovenfor. På grund af forbehandling med skrueseparatoren var disse prøver dog mere homogene end prøverne behandlet på rullerisigten og neddeling i industriblenderen var derfor ikke nødvendig.

Prøver fra køkkenkværnene i Malmö havde meget lavt tørstofindhold (omkring 4-5%). Yderligere neddeling og homogenisering var derfor ikke nødvendig inden udtagning af de våde prøver til kemisk karakterisering og bestemmelse af biogaspotentiale.

3.1.5.2 Rejektprøver

Alle indsamlede rejeptprøver var meget heterogene og blev derfor oparbejdet på samme måde. De udtagne rejeptprøver sorteredes manuelt i tre fraktioner: organisk, plast og "andet" (hovedsageligt metal), se figur 3.1.11. Fraktionerne blev vejede (plasten efter skylning og tørring) og den procentmæssige sammensætning af de enkelte rejeptprøver beregnet. For den organiske fraktion bestemtes andelen af tørstof (samt biogaspotentiale for udvalgte prøver). En delprøve af den organiske fraktion blev neddelt i stavblenderen under tilsætning af vand og efterfølgende tørret ved 80°C. Den tørrede prøve blev neddelt til pulver ved hjælp af en hammermølle. Dette pulver blev analyseret for fedt, protein, træstof, aske, EFOS (Enzym Fordøjeligt Organisk Stof), ammonium, stivelse, sukker, COD, K, P, N, C, H, S, brændværdi og Cl.



Figur 3.1.11: Sorteret rejept: Organisk stof, plast og "andet"

3.2 Forbehandlingseffektivitet

Trine Lund Hansen, (Miljø & Ressourcer DTU, Danmarks Tekniske Universitet), Åsa Svärd, (Avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Lunds Tekniska Högskola) og Orla Jørgensen (Planenergi)

I det følgende gennemgås de forskellige forbehandlingsmetoders sorteringseffektivitet. Dette gøres dels ved at opgive den procentmæssige fordeling af det kildesorterede organiske dagrenovation efter forbehandling (kaldet biomassen) og rejekt for de forskellige forbehandlingsmetoder, dels ved at se på rejektets sammensætning.

Prøverne er angivet med dato og prøvekode. De første to bogstaver i koden angiver affaldets indsamlingsområde (Ho= Hovedstadsområdet, Aa=Aalborg, Ve= Vejle, Ko= Kolding, Gr=Grindsted, Ma = Malmö). Det næste bogstav angiver, om der er tale om dagrenovation indsamlet fra fælles eller individuelle skraldespande (F=fælles, I=indivuel). De følgende to bogstaver angiver forbehandlingsmetoden (He=rullesigten i Herning, Aa=skrueseparator i Aalborg, Gr=neddeler + magnet i Grindsted, TP=stempelseparator i Malmö, K=køkkenkværne i Malmö). Det sidste bogstav i koden angiver, om der er tale om en prøve af det forbehandlede affald (A) eller rejekt (R). Alle affaldsprøver fra Grindsted er indsamlet i samme område (med individuelle skraldespande), således at der her kun optræder denne type dagrenovation. I Malmö kommer prøverne i begge tilfælde fra systemer med fælles skraldespande, idet affaldet fra alle køkkenkværne samles i en separat opsamlingsstank og affaldet, der går til stempelseparator efter indsamling i husholdningerne, nedkastes i fælles affaldsskakte, der tømmes via et centralsugssystem.

Tabel 3.2.1-3.2.5. opsummerer samtlige tal for forbehandlingseffektiviteten (fordeling mellem biomasse og rejekt samt sammensætning af rejekt) opdelt på de enkelte forbehandlingsmetoder.

Tabel 3.2.5-3.2.10 viser sorteringseffektiviteten samt sammensætning af rejekt opdelt efter affaldets indsamlingsområde.

Tabel 3.2.11 sammenligner de forskellige forbehandlingsmetoders effektivitet ved forbehandling af affald fra forskellige indsamlingsområder.

Tabel 3.2.1: Fordeling mellem biomasse og rejekt (% WW) efter forbehandling på rullesigte i Herning samt sammensætningen af rejektet (i % af rejektets vådvægt)

Rullesigte		Sammensætning af rejekt				
Dato	Prøve	Biomasse [%]	Rejekt [%]	Organisk	Plast	"Andet"
010514	Ho_I_He	67	33	98	2	0
010514	Ho_F_He	65	35	99	1	0
010514	Ve_F_He	66	34	65	34	0
010514	Ve_I_He	61	39	89	11	0
010827	Ho_I_He	69	31	-	-	-
010827	Ho_F_He	66	34	-	-	-
011001	Ho_I_He	72	28	100	0	0
011001	Ho_F_He	72	28	96	3	0
011001	Ve_I_He	70	30	94	5	0
011001	Ve_F_He	72	28	90	9	1
011115	Aa_I_He	63	38	70	30	0
011115	Aa_F_He	66	34	91	9	1
011115	Ho_I_He	59	41	-	-	-
011115	Ho_F_He	69	31	-	-	-
020116	Ho_I_He	73	27	-	-	-
020116	Ho_F_He	76	24	-	-	-
020116	Ko_I_He	59	41	92	7	1
020116	Ko_F_He	56	44	86	14	0
020204	Aa_I_He	72	28	82	17	1
020204	Ho_I_He	76	24	-	-	-
020204	Ho_F_He	75	25	-	-	-
020321	Ko_I_He	63	37	90	6	4
020321	Ko_F_He	55	45	90	9	1
		67	33	89	10	1

Tabel 3.2.2: Fordeling mellem biomasse og rejekt (% WW) efter forbehandling i skrueseperator i Aalborg samt sammensætningen af rejektet (i % af rejektets vådvægt)

Skrueseperator				Sammensætning af rejekt		
Dato	Prøve	Biomasse [%]	Rejekt [%]	Organisk	Plast	"Andet"
010521	Aa_I_Aa	76	24	97	3	0
010521	Ho_F_Aa	54	46	99	1	0
010521	Ho_I_Aa	63	37	99	1	0
010531	Ko_I_Aa	52	48	94	5	0
010531	Ko_F_Aa	56	44	97	3	0
010812	Aa_I_Aa	55	45	-	-	-
010812	Aa_F_Aa	60	40	-	-	-
010927	Ve_I_Aa	58	42	93	6	1
010927	Ve_F_Aa	45	55	91	8	1
010927	Aa_I_Aa	75	25	-	-	-
010927	Aa_F_Aa	55	45	92	6	1
011122	Aa_I_Aa	64	36	-	-	-
011122	Aa_F_Aa	67	33	-	-	-
020122	Ho_F_Aa	54	46	97	1	2
020122	Ho_I_Aa	52	48	98	2	0
020122	Aa_F_Aa	51	49	96	3	1
020307	Ko_I_Aa	63	37	97	3	0
020314	Aa_F_Aa	57	43	-	-	-
020408	Ve_F_Aa	63	37	93	6	1
020408	Ve_I_Aa	58	42	94	5	1
020408	Aa_F_Aa	69	31	-	-	-
020408	Aa_I_Aa	72	28	91	8	1
020408	Ko_F_Aa	77	23	86	11	3
		61	39	95	5	1

Tabel 3.2.3: Fordeling mellem biomasse og rejekt (% WW) efter forbehandling med neddelers + magnet i Grindsted samt sammensætningen af rejektet (i % af rejektets vådvægt)

Neddeler + magnet				Sammensætning af rejekt		
Dato	Prøve	Biomasse [%]	Rejekt [%]	Organisk	Plast	"Andet"
010821	Gr_I_Gr	100	0	-	-	-
011003	Gr_I_Gr	100	0	-	-	-
011114	Gr_I_Gr	100	0	-	-	-
011115	Ho_I_"Gr"	100	0	-	-	-
011115	Ho_F_"Gr"	100	0	-	-	-
020204	Ho_I_"Gr"	100	0	-	-	-
020204	Ho_F_"Gr"	100	0	-	-	-
020220	Gr_I_Gr	100	0	-	-	-
020403	Gr_I_Gr	100	0	-	-	-
		100	0			

Tabel 3.2.4: Fordeling mellem biomasse (% W/W) efter forbehandling med stempelseparator i Malmö af affald fra central sug samt sammensætningen af rejektet (i % af rejektets vådvægt)

Stempelseparator				Sammensætning af rejekt		
Dato	Prøve	Biomasse [%]	Rejekt [%]	Organisk	Plast	"Andet"
020416	Ma_S_TP	36	64	97	2	1
020530	Ma_S_TP	44	56	92	6	1
		40	60	95	4	1

Tabel 3.2.5: Fordeling mellem biomasse og rejekt (% W/W) for affald fra køkkenkværne i Malmö.

Køkkenkværne				Sammensætning af rejekt		
Dato	Prøve	Biomasse		Organisk	Plast	"Andet"
		[%]	Rejekt [%]			
020201	Ma_K	100	0	-	-	-
020417	Ma_K	100	0	-	-	-
		100	0			

Tabel 3.2.6: Fordeling mellem biomasse og rejekt (% WW) samt rejektets sammensætning (% WW) for affald fra Hovedstadsområdet forbehandlet med forskellige forbehandlingsmetoder

Affald fra Hovedstadsområdet, Individuel				Sammensætning af rejekt		
Dato	Prøve	Biomasse [%]	Rejekt [%]	Organisk	Plast	"Andet"
010514	Ho_I_He	67	33	98	2	0
010827	Ho_I_He	69	31	-	-	-
011001	Ho_I_He	72	28	100	0	0
011115	Ho_I_He	59	41	-	-	-
020116	Ho_I_He	73	27	-	-	-
020204	Ho_I_He	76	24	-	-	-
010521	Ho_I_Aa	63	37	99	1	0
020122	Ho_I_Aa	52	48	98	2	0
011115	Ho_I_"Gr"	100	0	-	-	-
020204	Ho_I_"Gr"	100	0	-	-	-

Affald fra Hovedstadsområdet, Fælles				Sammensætning af rejekt		
Dato	Prøve	Biomasse [%]	Rejekt [%]	Organisk	Plast	"Andet"
010514	Ho_F_He	65	35	99	1	0
010827	Ho_F_He	66	34	-	-	-
011001	Ho_F_He	72	28	96	3	0
011115	Ho_F_He	69	31	-	-	-
020116	Ho_F_He	76	24	-	-	-
020204	Ho_F_He	75	25	-	-	-
010521	Ho_F_Aa	54	46	99	1	0
020122	Ho_F_Aa	54	46	97	1	2
011115	Ho_F_"Gr"	100	-	-	-	-
020204	Ho_F_"Gr"	100	-	-	-	-

Tabel 3.2.7: Fordeling mellem biomasse og rejekt (% WW) samt rejektets sammensætning (% WW) for affald fra Aalborg forbehandlet med forskellige forbehandlingsmetoder

Affald fra Aalborg, Individuel				Sammensætning af rejekt		
Dato	Prøve	Biomasse [%]	Rejekt [%]	Organisk	Plast	"Andet"
011115	Aa_I_He	63	38	70	30	0
020204	Aa_I_He	72	28	82	17	1
010521	Aa_I_Aa	76	24	97	3	0
010812	Aa_I_Aa	55	45	-	-	-
010927	Aa_I_Aa	75	25	-	-	-
011122	Aa_I_Aa	64	36	-	-	-
020408	Aa_I_Aa	72	28	91	8	1

Affald fra Aalborg, Fælles				Sammensætning af rejekt		
Dato	Prøve	Biomasse [%]	Rejekt [%]	Organisk	Plast	"Andet"
011115	Aa_F_He	66	34	91	9	1
010812	Aa_F_Aa	60	40	-	-	-
010927	Aa_F_Aa	55	45	92	6	1
011122	Aa_F_Aa	67	33	-	-	-
020122	Aa_F_Aa	51	49	96	3	1
020314	Aa_F_Aa	57	43	-	-	-
020408	Aa_F_Aa	69	31	-	-	-

Tabel 3.2.8: Fordeling mellem biomasse og rejekt (% WW) samt rejektets sammensætning (% WW) for affald fra Vejle forbehandlet med forskellige forbehandlingsmetoder

Affald fra Vejle, Individuel				Sammensætning af rejekt		
Dato	Prøve	Biomasse [%]	Rejekt [%]	Organisk	Plast	"Andet"
010514	Ve_I_He	61	39	89	11	0
011001	Ve_I_He	70	30	94	5	0
010927	Ve_I_Aa	58	42	93	6	1
020408	Ve_I_Aa	58	42	94	5	1

Affald fra Vejle, Fælles				Sammensætning af rejekt		
Dato	Prøve	Biomasse [%]	Rejekt [%]	Organisk	Plast	"Andet"
010514	Ve_F_He	66	34	65	34	0
011001	Ve_F_He	72	28	90	9	1
010927	Ve_F_Aa	45	55	91	8	1
020408	Ve_F_Aa	63	37	93	6	1

Tabel 3.2.9: Fordeling mellem biomasse og rejekt (% WW) samt rejektets sammensætning (% WW) for affald fra Kolding forbehandlet med forskellige forbehandlingsmetoder

Affald fra Kolding, Individuel				Sammensætning af rejekt		
Dato	Prøve	Biomasse [%]	Rejekt [%]	Organisk	Plast	"Andet"
020116	Ko_I_He	59	41	92	7	1
020321	Ko_I_He	63	37	90	6	4
010531	Ko_I_Aa	52	48	94	5	0
020307	Ko_I_Aa	63	37	97	3	0

Affald fra Kolding, Fælles				Sammensætning af rejekt		
Dato	Prøve	Biomasse [%]	Rejekt [%]	Organisk	Plast	"Andet"
020116	Ko_F_He	56	44	86	14	0
020321	Ko_F_He	55	45	90	9	1
010531	Ko_F_Aa	56	44	97	3	0
020408	Ko_F_Aa	77	23	86	11	3

Tabel 3.2.10: Fordeling mellem biomasse og rejekt (% WW) samt rejektets sammensætning (% WW) for affald fra Kolding forbehandlet med forskellige forbehandlingsmetoder

Affald fra Grindsted				Sammensætning af rejekt		
Dato	Prøve	Biomasse [%]	Rejekt [%]	Organisk	Plast	"Andet"
010821	Gr_I_Gr	100	0	-	-	-
011003	Gr_I_Gr	100	0	-	-	-
011114	Gr_I_Gr	100	0	-	-	-
020220	Gr_I_Gr	100	0	-	-	-
020403	Gr_I_Gr	100	0	-	-	-

Tabel 3.2.11: Forbehandlet organisk dagrenovation (% af våd kildesorteret organisk dagrenovation) efter forbehandling med hhv. rullesigte og skrueseparator opdelt på individuel og fælles samt affaldets indsamlingsområder.

Rullesigte	Ho	Aa	Ve	Ko
<i>Individuel</i>	67	63	61	59
	69	72	70	63
	72	-	-	-
	59	-	-	-
	73	-	-	-
	76	-	-	-
Gennemsnit 66	69	67	65	61
<i>Fælles</i>	65	66	66	56
	66	-	72	55
	72	-	-	-
	69	-	-	-
	76	-	-	-
	75	-	-	-
Gennemsnit 65	71	66	69	55
Skrueseparator	Ho	Aa	Ve	Ko
<i>Individuel</i>	63	76	58	52
	52	55	58	63
	-	75	-	-
	-	64	-	-
	-	72	-	-
	-	-	-	-
Gennemsnit 60	57	69	58	57
<i>Fælles</i>	54	60	45	56
	54	55	63	77
	-	67	-	-
	-	51	-	-
	-	57	-	-
	-	69	-	-
Gennemsnit 59	54	60	54	66

3.3 Fysisk karakterisering: metode

Jes la Cour Jansen og Åsa Svärd, Avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Lunds Tekniska Högskola.

I projektet er der udviklet og afprøvet to forskellige metoder til fysisk karakterisering af biomassen. Ideen var at skabe grundlag for at give en både kvalitativ og kvantitativ beskrivelse af især fejlsorteringernes fysiske fremtræden efter forbehandling. Den ene metode er baseret på sigtning af materialet i en almindelig sigtekolonne beregnet til karakterisering af jord således at der foretages en størrelsesfraktionering af materialet og den anden på centrifugering af prøven, hvor separationen sker efter de enkelte komponenters massefylde.

Nedenfor beskrives de to metoder, deres fortrin og begrænsninger fremhæves og der gives afslutningsvis en vurdering af deres potentiale som middel til at karakterisere forbehandlet kildesorteret organisk dagrenovation.

3.3.1 Metodebeskrivelse

3.3.1.1 Prøveforberedelse

Prøverne til den fysiske karakterisering er udtaget som en delprøve på 2 l, jfr. prøvetagningsbeskrivelsen i afsnit 3.1. For prøver fra rullesigten i Herning og fra neddeling og magnetseparering som i Grindsted er prøven udtaget efter homogenisering i industriblender for at sikre en homogen prøve. I denne forbindelse er der tilsat en mindre del vand, ligesom affaldet formentlig er blevet yderligere neddelt. Tørstofindholdets ændring ved denne prøveforberedelse er registreret jf. afsnit 3.1. Tilsætningen af vand har næppe betydning for sigtningen og konsekvensen for centrifugeringen skønnes alene at resultere i en større andel flydende fase end ellers. Omfanget af neddelingen af større partikler kan derimod ikke umiddelbart vurderes.

3.3.1.2 Sigtning af biomasse

Ideen med sigtningen var dels at give et visuelt indtryk af tilstedeværelse og karakter af større partikler i det forbehandlede affald herunder at vurdere omfanget af fint neddelte fremmedlegemer - især plast og dels at give en størrelsesfordeling af det forbehandlede affald.

Procedure

Der anvendes trådsigter med diameter 200 mm og højde 25 mm med maskevidder 16, 8, 4, 2 og 1 mm.

- Hver sigte vejes inden undersøgelsen
- En prøvemængde på 100 g udtages og fortyndes 10 gange med destilleret vand
- Opløsningen hældes gennem sigtekolonnen som er sat i en plastskål
- Efter gennemløb vejes hver enkelt sigte og der tages fotografi af hver sigte
- Sigterne tørres i tørreskab (105 °C) natten over og vejes til TS-bestemmelser.
- Det gennemløbne materiale vejes og TS og VS bestemmes. (Jfr. beskrivelsen herfor).

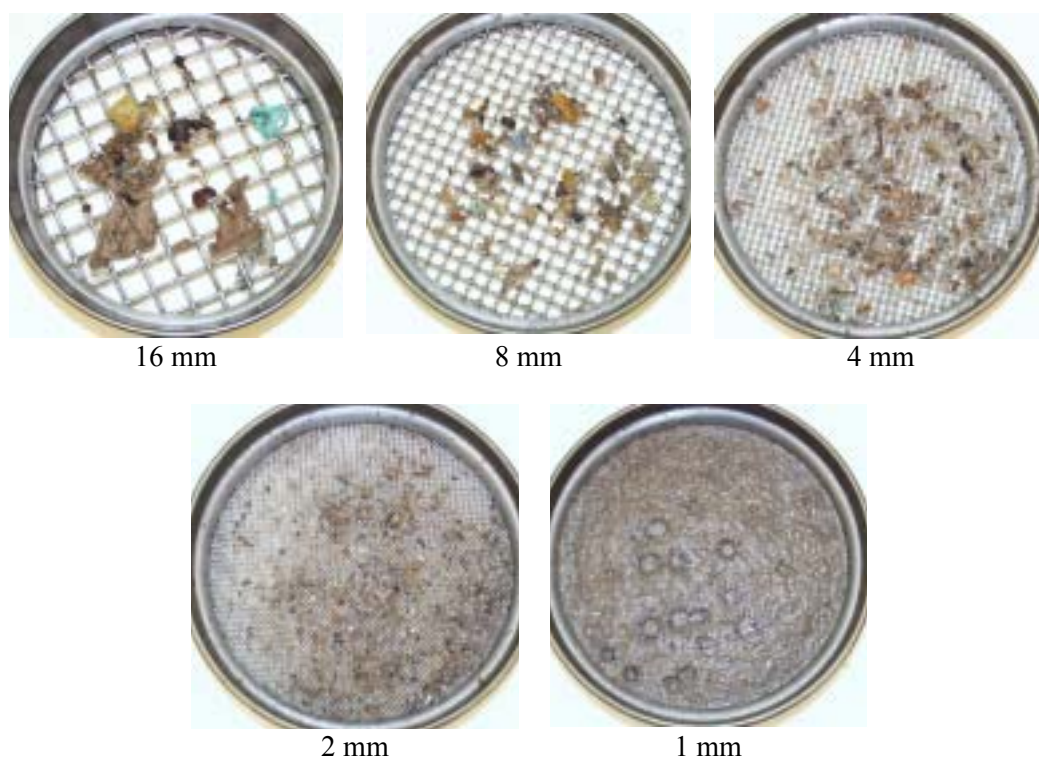
Vurdering af metoden

Forbehandlingen af prøver fra rullesigten i Herning og neddeling og magnetseparering i Grindsted inden den fysiske karakterisering giver en mere

homogen prøve; men reducerer samtidig kvaliteten af størrelsesfraktioneringen som følge af den ukendt ekstra neddeling i forhold til den egentlige forbehandling af affaldet. Forbehandlingen ændrer derimod næppe karakteren af større partikler.

Sigtningen giver en umiddelbart hurtig visuel karakterisering af affaldet. Figur 3.3.1 viser billeder af de fem sigter af en affaldsprøve fra affald fra Kolding (Ko_I_He_A) forbehandlet på ruller sigten i Herning.

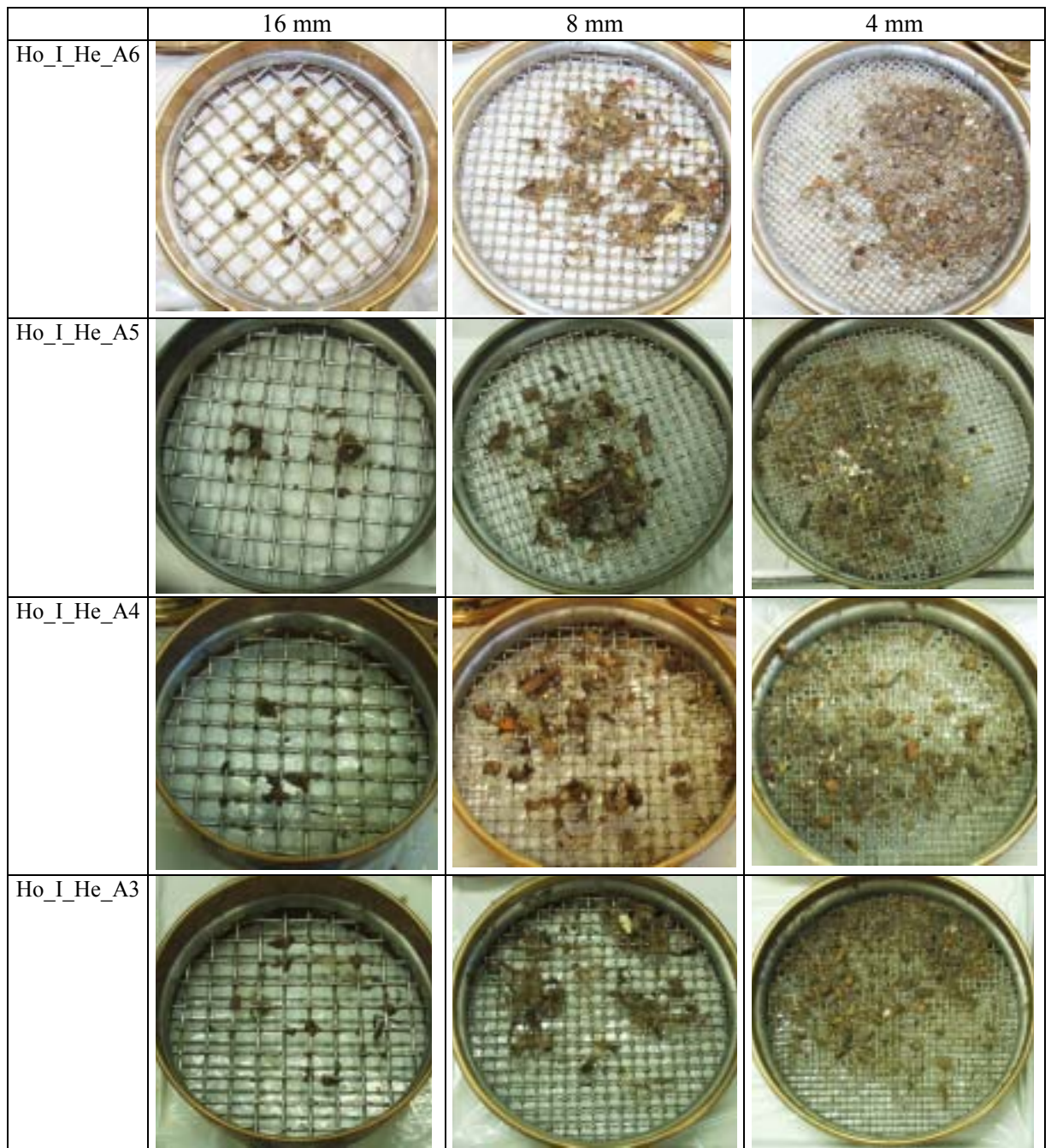
Det ses tydeligt at der tilbageholdes end del materiale både papir og grøn plastik på sigterne med maskevidde 4, 8 og 16 mm. På sigter med mindre maskevidde tilstoppes hullerne og affaldet lægger sig ovenpå som en tyk grød. Det ses også tydeligst på sigten med 16 mm at der tilbageholdes materiale, der sætter sig på sigtestængerne selvom partikelstørrelsen er mindre end maskevidden.



Figur 3.3.1: Sigtning af affald fra Kolding forbehandlet på ruller sigten i Herning

Billedet illustrere både metodens potentialer og begrænsninger. Det er umiddelbart enkelt at få et visuelt indtryk af større partikler og deres karakter; men ikke muligt at give et kvalificeret bud på massefordelingen indenfor de forskellige størrelsesintervaller. I afsnit 3.4 præsenteres derfor alene billeder af de sigtede affaldstyper, medens de foretagne tørstofbestemmelser (som angivet i proceduren) ikke medtages, da de ikke anses for at give et korrekt billede af størrelsesfordelingen.

Usikkerheden ved metoden kan bedømmes på baggrund af gentagne sigtninger af den samme affaldstype. Figur 3.3.2 viser sigtebillederne fra de tre største sigter af en firdobbelt bestemmelse på affald fra Hovedstadsområdet, der er forbehandlet på ruller sigten i Herning i forbindelse med forsøget til at kortlægge den samlede prøvetagnings og prøveopbejdningsusikkerhed. (Se afsnit 3.7).



Figur 3.3.2: Gentagelse af sigtning af prøver udtaget af det samme læs affald fra Hovedstadsområdet forbehandlet på rullsigten i Herning.

Det fremgår at det sigtede materiale fremstår meget ensartet på de 4 sigter, således at sigtning af biomassen skønnes at kunne anvendes til at karakterisere omfanget og karakteren af mindre mængder større partikler; men ikke til at give en egentlig kvantitativ bestemmelse af størrelsesfraktionering af biomassen eller af de større partikler.

3.3.1.3 Centrifugering

Ideen med centrifugering af det forbehandlede affald er dels at vurdere forholdet mellem mængden af partikler og vand og dels var tanken at det ville være muligt at vurdere tilstedeværelsen af uønskede materialer i affaldet, der er så småt at det ikke kan identificeres ved sigtning; men evt. kunne genfindes i kraft af centrifugeringen,

hvor lette materialer samles på overfladen og tungere f.eks. metal i bunden af centrifugeglasset.

Procedure

- Der udtages parallelt to prøver (ca. 40 ml) i centrifugerør (50 ml)
- Prøverne centrifugeres i 10 min ved hastighed 3500 omdrejninger pr minut i en laboratoriecentrifuge (Sorwall GLC-2)

Ved centrifugeringen skilles biomassen i tre klart adskilte faser.

På overfladen ligger i nogle prøver en tynd olie/fedtfase. Tykkelsen af laget er i visse prøver 1-2 mm; men kan være svær at bestemme præcist

I midten findes en grumset vandfase (klarfase)

I bunden afsættes en fast fase

- Volumen af hver fase aflæses med 5% nøjagtighed (+2,5 ml).
- Der udtages prøver af hver fase til TS og VS bestemmelse. (Jfr. metodebeskrivelsen herfor)

Vurdering af metoden

Forbehandlingen af prøverne fra rullsigten i Herning og fra neddeling og magnetseparering i Grindsted skønnes ikke at påvirke undersøgelsen udover den tilsatte vandmængde, der kan fratrækkes voluminet af klarfasen i undersøgelsen.

Ved centrifugeringerne var det ofte ikke muligt at identificere noget flydelag og det blev højst målt til at udgøre 3% af det samlede volumen. I praksis er det derfor ikke muligt at give en rimelig sikker kvantificering af flydelagets indhold af tørstof og af tørstof glødetab. Selvom flydelagets indhold af VS er højt er voluminet så lille at det ikke har betydning for vurderingen af fordelingen af det organiske stof i affaldet mellem en flydende og en fast fase. I den efterfølgende datapræsentation vil resultat af målingerne derfor ikke blive medtaget. Det skal bemærkes at prøver af affald fra restauranter og supermarkeder, der indgår i andre aktuelle undersøgelser kan fremvise væsentligt større flydelag.

Den visuelle inspektion af de forskellige lag kunne kun helt undtagelsesvis afsløre lette materialer - plast i flydelaget eller identificerbare tungere komponenter i den faste fase selvom en tydelig lagdeling ved centrifugeringen, med meget finpartikulært materiale øverst og med mange fibre og enkelte plaststykker nederst. Der har således ikke kunnet identificeres fremmedlegemer som f.eks. metalstumper i større omfang.

Forholdet mellem voluminet af den faste og flydende fase kan bestemmes med stor sikkerhed. Fordelingen af organisk stof målt som VS kan derfor også bestemmes med en sikkerhed svarende til usikkerheden på bestemmelsen af VS. Metoden kan derfor benyttes til en almen karakterisering af fordelingen på faste partikler og væske herunder også fordelingen af organisk af f.eks. målt som glødetab i de to faser. Undersøgelsen har kun undtagelsesvis afsløret identificerbare fremmedlegemer i affaldet, således at det er begrænset information herom, der opnås med metoden.

3.4 Fysisk karakterisering: resultater

Jes la Cour Jansen og Åsa Svärd, Avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Lunds Tekniska Högskola

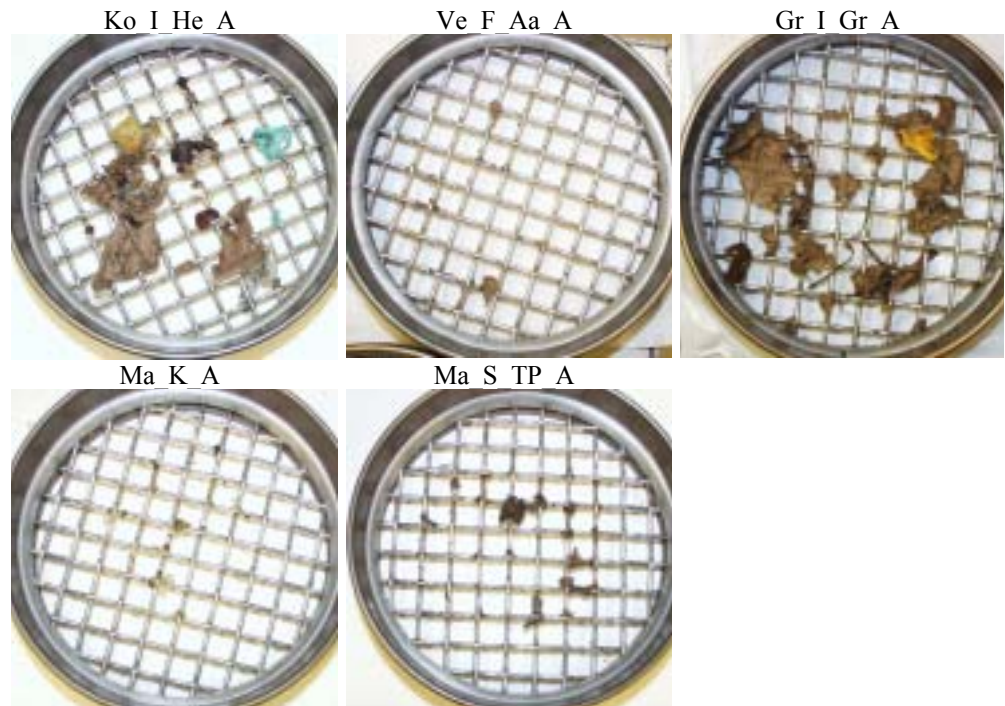
3.4.1 Sigtning af forbeholdet kildesorteret organiskdagrenovation.

Der er gennemført sigtning som beskrevet i afsnit 3.3 af alle kombinationer af affald og forbehandling, der indgår i projektet. Tabel 3.4.1 giver en oversigt over prøverne og sidst i afsnittet er alle sigtebillederne vist. Det fremgår at forbehandlingen er domineret af prøver fra rullesigten i Herning og skrueseparatoren i Aalborg.

Tabel 3.4.1. Prøveoversigt

Affaldstype	Forbehandling	Prøveidentifikation
Hovedstadsområdet	Rullesigte Herning	Ho_I_He_A6
Individuelle skraldespande		010827
Hovedstadsområdet	Rullesigte Herning	Ho_F_He_A
Fælles skraldespande		010927
Aalborg	Rullesigte Herning	Aa_I_He_A
Individuelle skraldespande		011115
Aalborg	Rullesigte Herning	Aa_F_He_A
Fælles skraldespande		011115
Kolding	Rullesigte Herning	Ko_I_He_A
Individuelle skraldespande		020110
Kolding	Rullesigte Herning	Ko_F_He_A
Fælles skraldespande		020110
Vejle	Rullesigte Herning	Ve_I_He_A
Individuelle skraldespande		010927
Vejle	Rullesigte Herning	Ve_F_He_A
Fælles skraldespande		010927
Aalborg	Skrueseparator i Aalborg	Aa_I_Aa_A
Individuelle skraldespande		010808
Aalborg	Skrueseparator i Aalborg	Aa_F_Aa_A
Fælles skraldespande		010809
Hovedstadsområdet	Skrueseparator i Aalborg	Ho_I_Aa_A
Individuelle skraldespande		010521
Hovedstadsområdet	Skrueseparator i Aalborg	Ho_F_Aa_A
Fælles skraldespande		010521
Kolding	Skrueseparator i Aalborg	Ko_I_Aa_A
Individuelle skraldespande		010531
Kolding	Skrueseparator i Aalborg	Ko_F_Aa_A
Fælles skraldespande		010531
Vejle	Skrueseparator i Aalborg	Ve_I_Aa_A
Individuelle skraldespande		010927
Vejle	Trykseparator i Aalborg	Ve_F_Aa_A
Fælles skraldespande		010927
Grindsted	Neddeling i Grindsted	Gr_I_Gr_A
Individuelle skraldespande		010822
Hovedstadsområdet	Neddeling som Grindsted	Ho_F_”Gr”_A
Fælles skraldespande		020204
Malmö	Køkkenkvarne i Malmö	Ma_K_A
Fælles opsamling		020417
Malmö Centralsug	Stempelsseparator i Malmö	Ma_S_TP_A
Fælles opsamling		020530

Sidst i dette afsnit er alle billederne af sigterne sorteret efter forbehandlingsteknik og i figur 3.4.1 vist repræsentative billeder af 16 mm sigterne fra de 5 forskellige forbehandlingsanlæg.



Figur 3.4.1: Udvalgte billeder af 16 mm sigter af affald fra de 5 forbehandlingsteknikker der indgår i undersøgelsen.

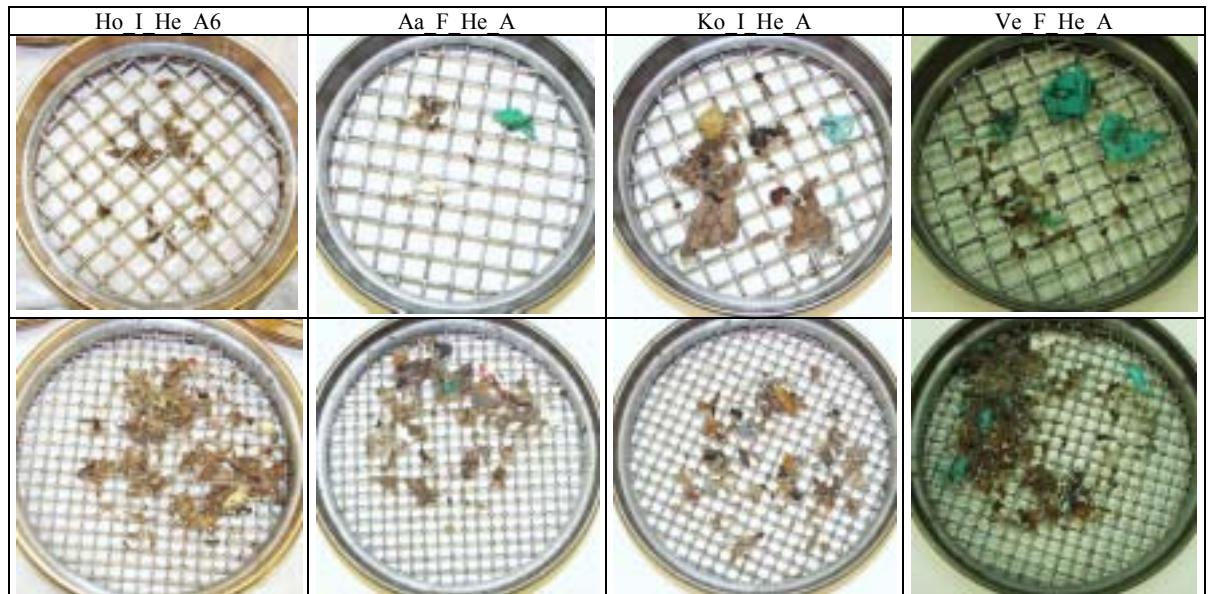
Som det fremgår ovenfor og som en gennemgang af billederne sidst i afsnittet viser, spiller forbehandlingsteknikken en væsentlig rolle for mængden af store partikler. Det fremgår tydeligt:

- at der ved forbehandling på rullesigten efterlades betydelige mængder store partikler på 16 mm og 8 mm sigten uanset affaldstype.
- at der ved forbehandling på skrueseparatoren i Aalborg kun undtagelsesvis efterlades partikler med en størrelse på 16 eller derover. Der er også betydeligt mindre affald på 8 mm sigten end ved forbehandling på rullesigten.
- at den meget enkle forbehandling i Grindsted neddeling og magnetseparering (kun 2 prøver) efterlader mange store partikler på 16 mm og 8 mm sigten.
- at affald fra køkkenkværnene i Malmö (kun 1 prøve) indeholder væsentligt færre partikler på alle sigter end de øvrige affaldstyper.
- at affald fra centralsugsystemet i Malmö forbehandlet i stempelseseparatoren ligner affaldet fra skrueseparatoren evt. med lidt flere store partikler.

Billeder af affaldstype bagest i afsnittet er samlet således at affald fra samme geografiske område er placeret efter hinanden. Affald indsamlet i områder med individuelle skraldespande er placeret først. Af de i alt 8 par af denne type efter forbehandling på rullesigte og i skrueseparator ses at der ikke er systematisk forskel mellem affald fra de to forskellige boligområder selvom der i nogle par kan ses forskel på enkelte sigtestørrelser.

Især ved forbehandling på rullesigte ses tydeligt at indsamlingsteknikken i husholdningerne afspejler sig i karakteren af de store partikler. I figur 3.4.2 er vist

16 mm og 8 mm sigten fra de 4 geografiske områder, der har leveret affald til behandling i rullesigten.



Figur 3.4.2: 16 mm sigter øverst og 8 mm nederst fra de 4 affaldstyper, der er forbehandlet i rullesigten i Herning.

For affald fra Hovedstadsområdet indsamlet i papirposer kan der stort set ikke identificeres plast på sigterne.

Affaldet fra Aalborg, Kolding og Vejle indsamles i plastposer. Der kan tydeligt identificeres større og mindre stykker plast på sigterne.

På sigterne af affaldet fra skrueseparatoren er det kun i meget begrænset omfang muligt at identificere karakteren af partiklerne; men der kan dog erkendes grønne plaststykker fra poser anvendt til indsamlingen i køkkenet.

Affaldet fra Grindsted og fra Hovedstadsområdet indsamles i papirposer. Ved sigtning efter den meget begrænsede forbehandling i Grindsted (eller simulering heraf på affaldet fra Hovedstadsområdet) bestående af neddeling og magnetseparering, ses tydeligt store stykker papir på sigterne. Det er ikke umiddelbart muligt at identificere plast i disse prøvetyper.

Affaldet fra køkkenkværnene i Malmö er så fint neddelt at der ikke kan identificeres enkeltbestanddele på sigterne.

Affaldet fra stempelseparatoren benyttet til affaldet fra centralsuget i Malmö er meget fint neddelt; der kan dog identificeres små plaststrimler på sigterne.

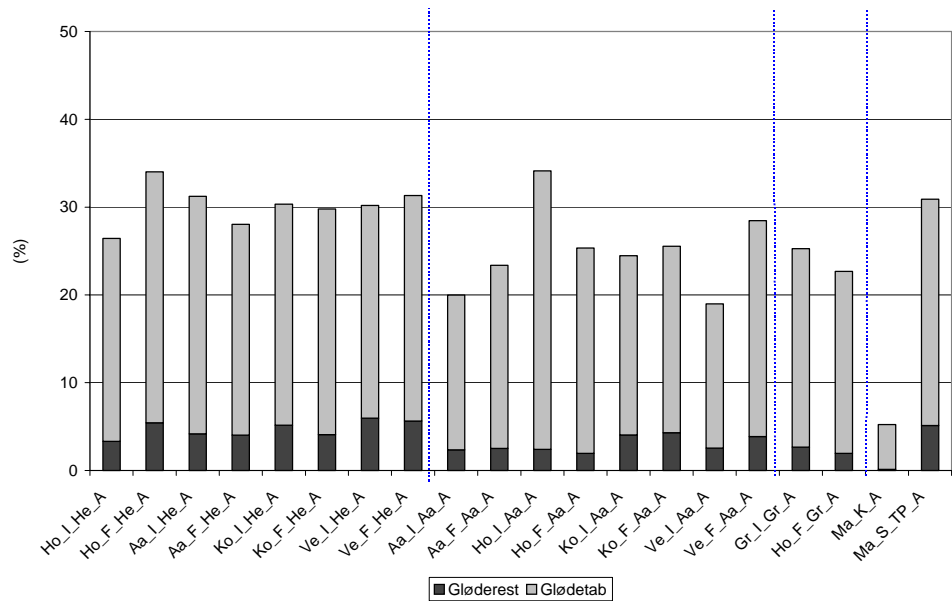
3.4.2 Centrifugering af forbehandlet kildesorteret organisk dagrenovation

Der er gennemført centrifugeringer som beskrevet i afsnit 3.3 af alle kombinationer af affald og forbehandling, der indgår i projektet idet de samme prøver, som er sigtet, også er centrifugeret. Tabel 3.4.1 giver en oversigt over de udvalgte prøverne og i tabel 3.4.2 er alle resultaterne samlet.

Tabel 3.4.2 Resultater af centrifugeundersøgelserne

	Ho_I_He_A6 2001-08-27	Ho_F_He_A 2001-09-27	Aa_I_He_A 2001-11-15	Aa_F_He_A 2001-11-15	Ko_I_He_A 2002-01-10	Ko_F_He_A 2002-01-10	Ve_I_He_A 2001-09-27	Ve_F_He_A 2001-09-27	Aa_I_Aa_A 2001-08-08	Aa_F_Aa_A 2001-08-09	Ho_I_Aa_A 2001-05-21	Ho_F_Aa_A 2001-05-21	Ko_I_Aa_A 2001-05-31	Ko_F_Aa_A 2001-05-31	Ve_I_Aa_A 2001-09-27	Ve_F_Aa_A 2001-09-27	Gr_I_Gr_A 2001-08-22	Ho_F "Gr" A 2002-02-04	Ma_K_A 2002-04-17	Ma_S_TP_A 2002-05-30
Volumenfordeling																				
Klar fase (ml)	12	5	7	10	10	6	12	9	31	23	20	17	20	18	24	18	16	13	33	5
Fast fase (ml)	36,5	25	28	25	26,5	30	32,5	33	18	24,5	26	29,5	25	26	15,5	27	32	28,5	9	30,5
Samlet prøve																				
Fraktion TS (%)	26,4	34,0	31,2	28,1	30,3	29,8	30,2	31,3	20,0	23,4	34,1	25,3	24,5	25,5	19,0	28,4	27,4	22,7	5,2	30,9
Fraktion GTS (%)	3,3	5,4	4,2	4,0	5,2	4,1	6,0	5,6	2,3	2,5	2,4	2,0	4,0	4,3	2,6	3,9	2,4	1,9	0,1	5,1
Fraktion VS (%)	23,1	28,6	27,0	24,0	25,2	25,7	24,2	25,7	17,6	20,8	31,7	23,4	20,4	21,2	16,4	24,6	22,6	20,7	5,1	25,8
Klar fase																				
Fraktion TS (%)	8,1	9,6	9,7	8,4	7,4	9,4	9,3	9,9	10,0	10,4	13,3	11,7	10,5	10,7	8,8	10,9	7,1	6,1	0,2	11,4
Fraktion GTS (%)	0,5	1,2	0,8	1,0	0,5	1,5	1,2	1,5	1,6	1,5	1,7	1,7	1,9	1,7	1,5	1,3	1,0	1,0	0,1	2,3
Fraktion VS (%)	7,6	8,4	8,9	7,4	6,9	7,9	8,1	8,4	8,4	8,9	11,6	10,0	8,7	8,9	7,3	9,6	6,0	5,0	0,1	9,1
Fast fase																				
Fraktion TS (%)	27,1	30,3	30,6	29,8	31,1	33,5	29,3	31,7	33,1	32,1	32,9	31,3	35,8	35,8	32,6	32,8	26,3	24,4	17,6	29,3
Fraktion GTS (%)	3,6	3,5	4,2	4,0	4,5	4,1	4,2	5,5	3,5	3,2	2,3	2,0	6,1	6,4	4,2	4,3	2,4	1,3	0,9	5,7
Fraktion VS (%)	23,5	26,8	26,4	25,9	26,6	29,5	25,0	26,2	29,6	28,8	30,6	29,3	29,6	29,4	28,4	28,6	23,7	23,2	16,6	23,6
TS-fordeling																				
TS i klarfasen (g)	0,9	0,5	0,7	0,9	0,7	0,5	1,1	0,9	3,1	2,3	2,6	1,9	2,1	1,9	2,1	2,0	1,1	0,8	0,1	0,6
TS i fastfasen (g)	9,9	7,6	8,6	7,5	8,2	10,1	9,5	10,5	6,0	7,9	8,6	9,2	8,9	9,3	5,1	8,9	8,4	7,0	1,6	9,0

Figur 3.4.3 viser prøvernes tørstofindhold opdelt på gløderest og glødetab.

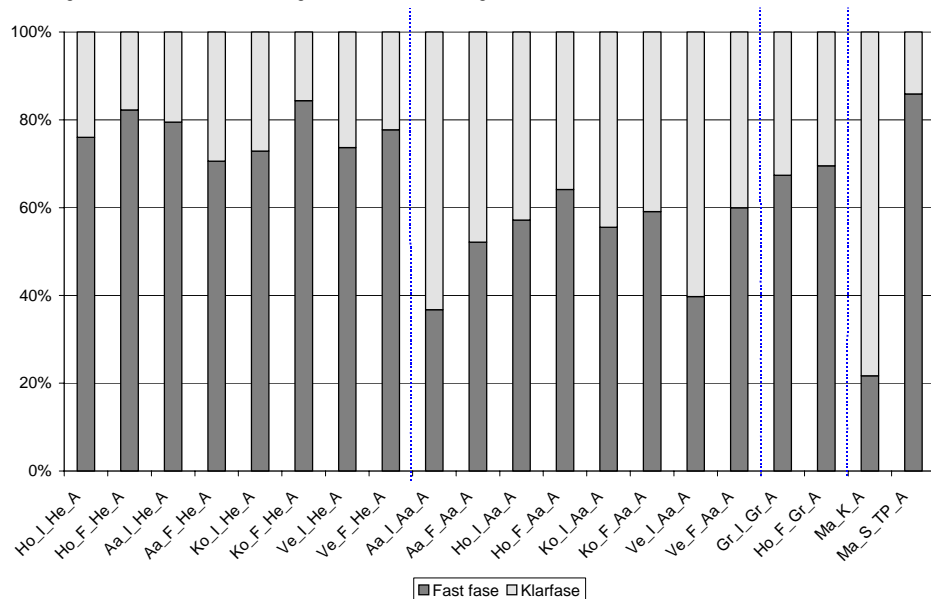


Figur 3.4.3: Tørstofindhold, gløderest og glødetab i de centrifugerede prøver

Det fremgår at tørstofindhold og glødetab varierer væsentligt afhængigt af hvilken forbehandlingsmetode der er benyttet. Mest skiller biomassen fra køkkenkværnene i Malmö sig ud. Her er tørstofindholdet markant lavere end for de øvrige affaldstyper. Biomassen fra rullesigten i Herning ser generelt ud til at have et højere tørstofindhold end biomassen fra skrueseparatoren i Aalborg; men også en større gløderest. Glødetabet ligger for alle prøver fra 80-95% af tørstoffet. I afsnit 3.6 findes resultater for tørstofbestemmelser fra alle prøver, der indgår i forsøget.

Figur 3.4.4 viser den volumenmæssige fordeling af klarfasen og den faste fase. Flydelaget indgår ikke i figuren, da der kun på få prøver kunne konstateres et sådant lag og i alle tilfælde var det ganske tyndt.

Figur 3.4.4: Volumenfordeling mellem klarfasen og den faste fase

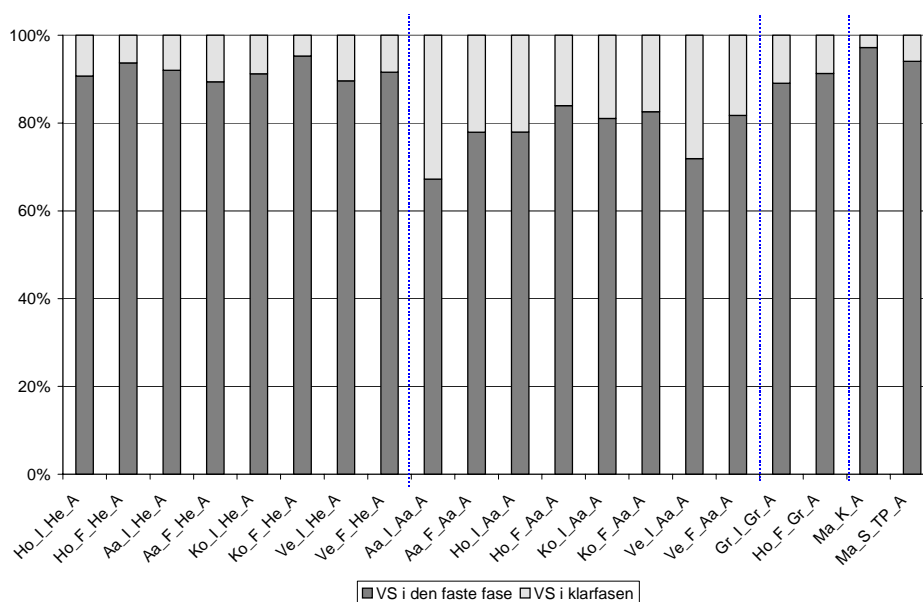


Det ses af figuren, at den faste fase systematisk udgør en væsentlige større andel af volumen i prøverne forbehandlet på rullesigten i Herning end behandlet på skrueseparatoren i Aalborg. Affaldet der kun er neddelte (som i Grindsted) ligger imellem. Da der ikke sker nogen frasortering her må fordelingen i dette affald forventes at svare til niveauet for kildesorteret organisk dagrenovation indsamlet i papirposer inden forbehandling.

Affaldet fra køkkenkværnene i Malmö indeholder kun en mindre del fast materiale, naturligvis som følge af det lave tørstofindhold i denne prøve. Den enlige prøve fra stempelseparatoren i Malmö viser et niveau som for rullesigten.

Figuren viser at forbehandling i skrueseparatoren fører til en større andel vand i det forhandlede materiale og dermed et forventeligt mere tørt rejekt end rullesigten.

Figur 3.4.5. Viser fordeling af VS mellem de to faser efter centrifugering.



Figur 3.4.5: Fordeling af VS mellem klarfasen og den faste fase efter centrifugering





















Det ses at den faste fase indeholder hovedparten af det forhandlede affalds VS, typisk mere end 80%. Mønstret fra volumenfordelingen er igrigt uændret således at det større vandindhold i affaldet fra skrueseparatoren også betyder en større andel VS i klarfasen.






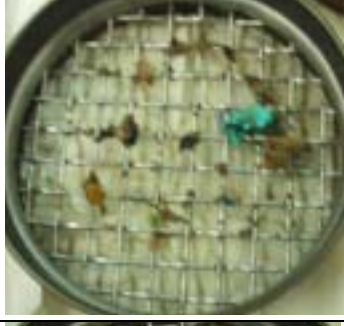










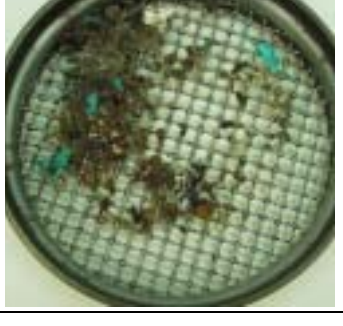
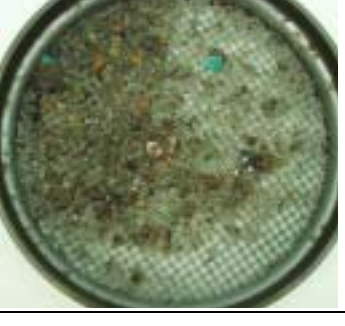


Den store andel VS i den faste fase betyder at der ikke er noget stort tab af VS ved at forbehandlingen resulterer i en tør biomasse. Et højt indhold af vand i biomassen kan dog være gunstigt for at sikre et lavt vandindhold i rejektet, der typisk skal brændes.





















I modsætning til de øvrige affaldstyper indeholder klarfasen efter centrifugering af affaldet fra køkkenkværnene i Malmö stort set ingen VS på trods af det meget lave tørstof. Det skyldes formentlig at hovedparten af prøvens vandindhold er skyllevand fra køkkenvasken, og at den del af glødetabet, der ellers måtte forventes i klarfasen er skyllet ud af opsamlingsstanken.





















3.4.3 Samlet præsentation af alle sigterestulter





















På de efterfølgende sider præsenteres alle sigtebillederne ordnet efter forbehandling.

	16 mm	8 mm	4 mm	2 mm	1 mm
Ho_I_He_A6 010827					
Ho_F_He_A 010927					
Aa_I_He_A 011115					
Aa_F_He_A 011115					

	16 mm	8 mm	4 mm	2 mm	1 mm
Ko_I_He_A 020110					
Ko_F_He_A 020110					
Ve_I_He_A 010927					
Ve_F_He_A 010927					

	16 mm	8 mm	4 mm	2 mm	1 mm
Aa_I_Aa_A 010808					
Aa_F_Aa_A 010809					
Ho_I_Aa_A 010521					
Ho_F_Aa_A 010521					

	16 mm	8 mm	4 mm	2 mm	1 mm
Ko_I_Aa_A 010531					
Ko_F_Aa_A 010531					
Ve_I_Aa_A 010927					
Ve_F_Aa_A 010927					

	16 mm	8 mm	4 mm	2 mm	1 mm
Gr_I_Gr_A 010822					
Ho_F_”Gr”_A 020204					
Ma_K_A 020417					
Ma_S_TP_A 020530					

3.5 Analytiske metoder

I dette kapitel beskrives procedurerne for de kemiske analyser der er benyttet i dette projekt. Procedurerne er beskrevet ud fra oplysninger fra de laboratorier, som har udført analyserne. Beskrivelserne er ikke helt fyldestgørende for samtlige analyser, da det ikke har været muligt, at skaffe alle relevante informationer.

I beskrivelserne er der lagt vægt på at beskrive det overordnede princip og fremgangsmåden kort og forståeligt, samt angive usikkerheder og måleområde for den enkelte analyse. Rækkefølgen af beskrivelserne er bestemt af de udførende laboratorier, således at analyser udført af DLG Centrallaboratorium er beskrevet først, herefter analyser udført af Miljø & Ressourcer DTU, Danmarks Tekniske Universitet, og til sidst analyser udført af ALcontrol, Sverige.

Beskrivelserne er udført på engelsk for at undgå sproglige misforståelser mellem svensk og dansk.

3.5.1 Crude fat (Fedt)

Analytical approach: The dried sample (5g) is hydrolysed by boiling 1 hour in 125 ml 3M HCl. The fat is collected by filtering through a Whatmann 4 filter and from this filter the fat is extracted with petroleum ether (boiling point 60°C) in a continuous (Soxhlet) extraction. The amount of fat in the sample is determined by weighing the extracted fat after evaporation of the petroleum ether and drying the sample at 100°C for 1½ hour. The method is carried out in duplicates.

Manual used for analysis: Legislation 98/64/EC: Determination of Crude Fat. Official Journal of the European Communities, Vol. L257, 19/9-1998

Storage of samples prior to analysis: The dried samples used for this analysis can be stored in closed containers.

Accuracy: DLG Centrallaboratorium is using an internal control sample (standard) which is run every day. Plantedirektoratet has verified the standard. DLG Centrallaboratorium is part of a European ringtest organised by the French company BIPEA.

Precision:

Repeatability:

0.2% abs if %fat < 5%

4.0% relative if 5 < %fat < 10%

0.4% abs if %fat > 10%

Detection limit: Not determined

Analysis performed at: DLG Centrallaboratorium

3.5.2 Crude fibre (Træstof)

Analytical approach: The sample (1g) is defatted by petroleum ether and hydrolysed with 150 ml 0,13 M sulphuric acid by boiling for 30 min. The sulphuric acid is drained off the sample, it is washed with 3x30 ml boiling water and 150 ml

0,23 M potassium hydroxide is added. This mixture is hydrolysed for 30 minutes followed by filtration and washing as for the acid treatment. The sample is dried (at 130°C), weighed and heated to 475-500°C for at least 30 min.

The sulphuric acid and potassium hydroxide hydrolysis remove everything except ash and the fraction defined as crude fibre. At the last heating to 475-500°C the fibre is burned off and the ash is the only thing left over.

Manual used for analysis: Legislation 92/89/EC: Determination of Crude Fiber. Official Journal of the European Communities, Vol L344, 26/11-1992

Storage of samples prior to analysis: The dried samples used for this analysis can be stored in closed containers.

Accuracy: DLG Centrallaboratorium is using an internal standard, which is analysed every day. The standard has been verified by Plantedirektoratet. DLG Centrallaboratorium is part of a European ringtest organised by the French company BIPEA.

Precision:

Repeatability:

0.3% abs if %fiber < 10%

3.0% relative if %fiber > 10%

Detection limit: 0,4% (is not determined, but is the highest value one accepts of a "blank" Sample.

Analysis performed at: DLG Centrallaboratorium

3.5.3 Crude protein (Protein)

Analytical approach: The method used is the Dumas method, which determinates the total amount of nitrogen after total combustion of the sample. By this method all nitrogen in the sample is measured, that means also the nitrogen in nitrate, nitrite- all the inorganic nitrogen.

0.1-1.0 g of sample is pressed into a pellet in nitrogen free paper. This pellet is combusted at high temperature (850°C) to NO_x, which is led over a column of copper, where the nitrogen is reduced to N₂ and the copper oxidised to copper oxide. The amount of nitrogen formed is measured by thermal conductivity. To convert the nitrogen content to crude protein the N content is multiplied by 6.25.

Manual used for analysis: Legislation 93/28/EC: Determination of Crude Protein. Official Journal of the European Communities, Vol L179, 22/7-1993

Storage of samples prior to analysis: The dried samples used for this analysis can be stored in closed containers.

Accuracy: DLG Centrallaboratorium is using an internal control sample (standard) that is run every day. Plantedirektoratet has verified the standard. Concerning both methods DLG Centrallaboratorium is part of a European ringtest organised by the French company BIPEA.

Precision:

Repeatability:

0.2% abs if %protein <20%

1.0% relative if 20%< %protein <40%

0.4% abs if %protein >40%

Detection limit: The sensitivity of the measurements in the Dumas method is 0.001%N. The detection limit is thus defined as two times the sensitivity, 0.002% N (or 0.0125% protein).

Analysis performed at: DLG Centrallaboratorium

3.5.4 EFOS Kvæg

Analytical approach: This method is used only in Denmark. The method determines the amount of enzyme-digestible organic matter in the sample. 0.5g of the sample is treated with pepsin-HCl in a water bath at 40°C. Afterwards the sample is heated to 80°C for 45 min. to hydrolyse the starch, this is followed by washing with 2x100ml water. Finally the cell wall materials are broken down by treating the sample with cellobiase, hemicellulase and amyloglycosidase at 40°C in a water bath. The left over from this treatment is the indigestible organic matter and the ash,- that means that by ashing, the indigestible organic matter is lost.

Manual used for analysis: An Energy Evaluation System for Determination of the Energy Content in Feed Mixtures for Ruminants and Horses. PD Announcement FO 10/99 (1999). Ministry of Food, Agriculture and Fisheries, Danish Plant Directorate, Lyngby, Denmark

Storage of samples prior to analysis: The dried samples used for this analysis can be stored in closed containers.

Accuracy: DLG Centrallaboratorium uses an internal control sample (standard) that is run every day. Plantedirektoratet has verified the standard.

Precision:

Repeatability:

0.5% abs for feedstuff

Detection limit: not determined (a blank gives rise to 0,5%).

Analysis performed at: DLG Centrallaboratorium

3.5.5 Starch (Stivelse)

Analytical approach: The samples are analysed by the enzymatic method "Total Starch" by Megazyme. 0.2 ml ethanol and 3 ml α -amylase are added to 0.1 g sample. This is followed by incubation in boiling water for 6 minutes, now the starch is partly hydrolysed and fully solubilised. The sample is transferred to a 50°C bath and treated with amyloglucosidase for 30 minutes. By this treatment the starch is quantitatively hydrolysed to glucose. The amount of glucose is determined

by an enzymatic assay using glucose oxidase and peroxidase. By this assay the glucose is oxidised to gluconate and hydrogenperoxide and the amount of hydrogenperoxide measured by reaction with peroxidase and 4-aminoantipyrine. The amount of glucose (g) is converted to amount of starch in the sample (%).

Manual used for analysis: Megazyme internal reference: Megazyme "Total Starch" assay procedure (amyloglucosidase/ α -amylase) AA/AMG 9/97. AOAC Method 996.11 and AACC Method 76.13.

Storage of samples prior to analysis: The dried samples used for this analysis can be stored in closed containers.

Accuracy: DLG Centrallaboratorium uses an internal control sample (standard) that is run every day. For homogeneous samples Megazyme routinely achieve a standard deviation of 2%.

Precision: Not given

Detection limit:

Analysis performed at: DLG Centrallaboratorium

3.5.6 Sugar (Sukker)

Analytical approach: The amount of total sugar is measured in 2.5 g of sample, which is extracted with 200 ml ethanol. After filtration the ethanol is evaporated and the left over is solubilised in 200 ml of water. 50 ml of this is boiled in 15 ml 0.1 N HCl for 30 min to invert the sugar. The sample is neutralised with sodiumhydroxide and diluted to 100 ml with water. An aliquot (often 25 ml) is used for determination of the amount of reducing sugar by a Luff.Schoorl titration (This means: The reduced sugars react with a surplus of Cu^{++} forming Cu^{+} . Next the remaining amount of Cu^{++} reacts with J forming J_2 . The amount of J_2 is determined by titration with sodiumthiosulfate). The amount of glucose in the sample expressed as sucrose is calculated from this titration.

Manual used for analysis: Legislation 71/250/EC: Determination of Sugar. Official Journal of the European Communities, Vol L155 12/7-1971

Storage of samples prior to analysis: The dried samples used for this analysis can be stored in closed containers.

Accuracy:

Precision: not given in the method

Detection limit: not given in the method

Analysis performed at: DLG Centrallaboratorium

3.5.7 Dry matter (DM, TS, Tørstof)

Analytical approach: Fresh, blended waste is dried in triplicate aluminium trays (approximately 500 g) at 80°C until constant weight (48 hours).

Manual used for analysis: Internal procedure, not published

Reasoning behind the method: A relatively large amount of sample is used for measurements of DM due to the heterogeneity of the sample. The samples are dried at 80°C to minimise evaporation of ammonium and volatile fatty acids.

Storage of samples prior to analysis: It is possible to freeze the samples before analysis.

Accuracy: Not determined

Precision:

Detection limit: Not determined

Analysis performed at: DTU

3.5.8 Volatile Solids (VS, glødetab, Tørstofglødetab)

Analytical approach: 2-3 g of finely blended, dried, ground organic waste is oxidised in triplicate in porcelain crucibles at 550°C until constant weight (DTU: 2-4 hours). Hereafter the samples are cooled in a desiccator. The VS content is calculated as a percentage of the DM content in each sample.

Manual used for analysis: Internal procedure. Not published.

Storage of samples prior to analysis: The dried, ground sample of organic waste can be stored in closed containers prior to analysis.

Accuracy: Not determined

Precision:

Detection limit: Not determined.

Analysis performed at: DTU

3.5.9 Nitrogen (Kjeldahl)

Analytical approach:

To measure the Kjeldahl nitrogen content (ammonia + organic nitrogen) the samples (2-6 grams, depending of the nitrogen content) are digested with concentrated H₂SO₄ by raising temperature (200-350°C, during 1½-2 hours). Prior to digestion Kjeldahl tabs, glass beads, concentrated H₂SO₄ and octanole are added. Distilled water is added to the cooled sample prior to distillation at the Kjeldahl distillation unit. Here the nitrogen is collected in boric acid and titrated with 0.1 M HCl. The samples are run in triplicates.

For ammonia analysis the procedure is similar. However no digestion is performed and the samples are run in duplicates.

Manual used for analysis: Optimisation of Kjeldahl method, Special Course, E &R, DTU, August/September 2001, Massimo Forti og Sune Balle Hansen

Storage of samples prior to analysis: The analysis is carried out on wet samples to prevent any loss of nitrogen during the drying procedure. The wet samples can be frozen prior to analysis.

Accuracy: Standard deviation 5% relative

Precision:

Detection limit: 1 mg N per sample digested

Analysis performed at: DTU

3.5.10 Volatile fatty acids (VFA)

Analytical approach: The volatile fatty acids are extracted from the wet waste sample (5 ml in Eppendorf tube) by adding 50 µl 17% H₃PO₄ followed by centrifugation (20 minutes, 10000 RPM). The supernatant is transferred to analysis vials (minimum 0.5 ml) and analysed by gas chromatography for acetate, propionate, iso-butyrate, butyrate, iso-valerate and valerate, the sum representing the total VFA concentration. Standards for all the volatile fatty acids are run in 13 concentrations between 0.025 and 60mM.

Manual used for analysis: Internal manual

Storage of samples prior to analysis: The wet samples can be frozen prior to analysis. After extraction the samples should not be frozen (to prevent precipitation in the vials, which can cause problems during the GC analysis).

Accuracy:

Precision:

Detection limit: 0,5 mM (= 30 mg/l wet sample)

Analysis performed at: DTU

3.5.11 Chemical oxygen demand (COD)

Analytical approach: 2 ml dissolved, homogenised (no information on the procedure) sample is oxidised with potassium dichromate (K₂Cr₂O₇) in acid solution at 148°C (± 3°C) for 2 hours. Hereby Cr (VI) is reduced to Cr (III) and the colour of the sample changes from yellow into green. This change in colour is measured spectrophotometrically at 620 nm and the COD concentration is calculated according to a calibration curve.

Manual used for analysis: Internal procedure, not published. KM Lab AB, Arbetskrivning Nr 10.

Storage of samples prior to analysis: The dried samples can be stored in closed containers prior to analyses.

Accuracy: The system is calibrated two times a year. For every measurement a control sample (COD=0) is run together with two samples with a known COD concentration (50 and 500 mg/L). The calibration is accepted when triplicate samples lay within +/-5%.

Precision: 25 %. Measurement uncertainty estimated according to Eurachem. This value is corrected by a coverage-factor, $k = 2$.

Detection limit: 30 mg/l

Analysis performed at: ALcontrol

Literature: SS 028142-2

3.5.12 Chloride (Cl)

Analytical Approach: 1 g homogenised sample is extracted by mixing vigorously with HNO₃ and water. Chloride is determined by titration of the diluted sample with silver nitrate.

Manual used for analysis: Internal procedure ALcontrol Laboratories, procedure no. 3022 (14th edition 2002). Reference: NMKL no. 89, edition 2a, 1986.

Storage of samples prior to analysis: The dried samples can be stored in airtight containers prior to analyses.

Accuracy: The recovery of a known control sample is 100,5 %. Value derived from latest round robin test.

Precision: 10 %. Measurement uncertainty estimated according to Eurachem. This value is corrected by a coverage-factor, $k = 2$.

Detection Limit: 10 g/kg

Analysis performed at: ALcontrol

3.5.13 Phosphorous (P)

Analytical Approach: 1 g dried, homogenised sample is digested by adding 7 M HNO₃ and boiled at 120° C for 60 minutes. The filtered sample is diluted to known volume. The content of P is determined by ICP-AAS.

Manuals used for analysis:

Digestion: Swedish Standard SS 02 83 11

Determination: Swedish European Norm SS-EN-11885

Storage of samples prior to analysis: The dried samples can be stored in airtight containers prior to analyses.

Accuracy: The recovery of a known control sample is 97 %. Value derived from a certified reference-material with similar matrix.

Precision: 20 %. Measurement uncertainty estimated according to Eurachem. This value is corrected by a coverage-factor, $k = 2$.

Detection Limit: 0.1 ppm

Analysis performed at: ALcontrol

3.5.14 Potassium (K)

Analytical Approach: 1 g dried, homogenised sample is digested by adding 7 M HNO₃ and boiled at 120°C for 60 minutes. The filtered sample is diluted to known volume. The content of K is determined by ICP-AAS.

Manuals used for analysis:

Extraction: Swedish Standard SS 02 83 11

Determination: Swedish European Norm SS-EN-11885

Storage of samples prior to analysis: The dried samples can be stored in airtight containers prior to analyses.

Accuracy: The recovery of a known control sample is 101 %. Value derived from a certified reference-material with similar matrix.

Precision: 20 %. Measurement uncertainty estimated according to Eurachem. This value is corrected by a coverage-factor, $k = 2$.

Detection Limit: 0.4 ppm

Analysis performed at: ALcontrol

3.5.15 Sulphur (S)

Analytical Approach: 1 g dried, homogenised sample is digested by adding 7 M HNO₃ and boiled at 120°C for 60 minutes. The filtered sample is diluted to known volume. The content of S is determined by ICP-AAS.

Manuals used for analysis:

Extraction: Swedish Standard SS 02 83 11

Determination: Swedish European Norm SS-EN-11885

Storage of samples prior to analysis: The dried samples can be stored in airtight containers prior to analyses.

Accuracy: The recovery of a known control sample is 99 %. Value derived from a certified reference-material with similar matrix.

Precision: 20 %. Measurement uncertainty estimated according to Eurachem. This value is corrected by a coverage-factor, $k = 2$.

Detection Limit: 0.1 ppm

Analysis performed at: ALcontrol

3.5.16 Carbon (C), Hydrogen (H) and Nitrogen (N)

Analytical Approach: Determination by the CN analyser CE Instruments EA 1108. 1-2 mg weighed and dried, homogenised sample is oxidised at 1800° C in HCl with He as carrier gas. The gasses CO₂, H₂O, NO_x, SO₂, and SO₃ are lead into a reduction tube where NO_x is reduced to N₂, and SO₃ to SO₂. The gasses are separated by gas chromatography and determined by a heat detector. Results are calculated by Eager Windows software.

Manuals used for analysis:

Internal Procedure Mikro Kemi AB no.2003, 8th ed. of 2001.

Storage of samples prior to analysis: The dried samples can be are stored in airtight containers prior to analyses.

Accuracy: After standardising a control-sample is analysed, BBOT. The concentrations should be in the following interval:
C = 72,53 +/- 0,30 %, H = 6,09 +/- 0,15 %, N = 6,51 +/- 0,15 %.

Precision: Measurement uncertainty not specified for this matrix.

Detection Limit: C = 3 µg/l, H = 1 µg/l, N = 2 µg/l

Analysis performed at: ALcontrol / Mikrokemi

Literature (References)

CE Instruments, Publication list, June 1995, A65

Manual Fisons EA 1108

Valideringsrapport VL2003 Ed2, Mikro Kemi AB

SNV Rapport 3372

MK8044, Mätosäkerhet för kemilaboratorier med metod MK2003

Miller J.C. & Miller J.N. Statistics for analytical chemistry, 3rd edition.

3.5.17 Calorific Value

Analytical Approach

A fixed amount of a substance is combusted at constant volume and at the reference temperature 25 °C. The result is the gross calorific value of the sample with all water of the combustion product as liquid water. Formulae for calculation of the net calorific value that is water removed as vapour and burning at constant (atmospheric) pressure or given at constant volume is included in the standard.

Manuals used for analysis:

ISO 1928:1995(E) Solid mineral fuels - Determination of gross calorific value by the bomb calorimetric method, and calculation of net calorific value.

Storage of samples prior to analysis: No requirements is given.

Accuracy: Not given

Precision: Not given

Detection Limit: Not given

Analysis performed by: ALcontrol / Mikrokemi

3.6 Kemisk karakterisering: Resultater

I det følgende vises resultaterne af de kemiske analyser af forbehandlet kildesorteret organisk dagrenovation (biomasse) og rejekt. Resultaterne er opstillet i forskellige tabeller for at belyse forskellige problemstillinger.

Tabel 3.6.1 viser variationen mellem de forskellige indsamlingsområder. Analyseresultater for hvert område er vist for individuel og fælles skraldespande for hver forbehandlingsmetode. I hver af disse kategorier er der beregnet gennemsnit for hver kemiske parameter, ligesom det totale gennemsnit for hver parameter er beregnet for hvert indsamlingsområde.

Tabel 3.6.2 viser de kemiske analyser opdelt efter forbehandlingsmetode. For hver parameter er angivet gennemsnit for de enkelte kombinationer af indsamlingsområde og F og I indenfor hver forbehandling, ligesom de samlede gennemsnit for hver kemiske parameter for den enkelte forbehandlingsmetode er angivet.

I tabel 3.6.3 ses variationen i den kemiske sammensætning over tid. For tre kombinationer af indsamlingssted og forbehandling er der foretaget 5-6 prøvetagninger over en tidsperiode på ca. 1 år. Dette gælder affald fra Hovedstadsområdet (både fælles og individuel) forbehandlet på rullesigte i Herning, affald fra Aalborg (både fælles og individuelt) forbehandlet i skruespresse i Aalborg og affald fra Grindsted (individuelt) forbehandlet med neddeler + magnet i Grindsted. I tabellen vises udvalgte kemiske parametre for de forskellige kombinationer.

Tabel 3.6.4 viser udvalgte kemiske parametre for den kontrolprøve, der er analyseret gentagne gange. Under hver kolonne er angivet middelværdi og relativ standardsafvigelse (standardsafvigelse divideret med middelværdien) for den aktuelle parameter.

Tabel 3.6.5 viser resultater fra den statistiske undersøgelse af prøvetagningsmetoden i henholdsvis Herning (rullesigte) og Aalborg (skrueseparator). Prøvetagningsproceduren blev statistisk vurderet ud fra en modificeret prøvetagningsplan. Herved kunne de største usikkerheder i prøvetagningsproceduren identificeres. Der er flere prøver for proceduren for rullesigten i Herning end for skrueseparatoren i Aalborg. Dette skyldes, at der er flere trin i prøvetagningsproceduren fra rullesigten, da denne biomasse er mindre homogen end biomassen fra skrueseparatoren. Undersøgelsen er nærmere beskrevet i afsnit 3.7.

Tabel 3.6.6 og 3.6.7 viser resultater af analyser af den organiske fraktion af rejekterne opgjort på henholdsvis indsamlingsområder og forbehandlingsmetoder.

Sidst i afsnittet findes to oversigtstabeller, tabel 3.6.8 og tabel 3.6.9, der indeholder samtlige målte kemiske parametre for alle analyserede biomasse- og rejektprøver. De kemiske analyser af rejektet blev lavet for at undersøge, om der var generelle forskelle mellem biomasse og rejekt eller mellem rejekter fra forskellig forbehandling. De kemiske analyser af rejekterne er foretaget på den organiske fraktion af rejekterne og er dermed udtryk for sammensætningen af denne og ikke hele rejektfraktionen.

I analyseprogrammet indgik oprindeligt måling af COD på samtlige prøver. Målemetoden har dog vist sig at være så usikker, at det er valgt at se bort fra denne analyse.

Tabel 3.6.1.a: Indsamlingsområde: Kemiske analyser af biomasse fra affald indsamlet i Hovedstadsområdet forbehandlet med forskellige forbehandlingsmetoder.

Dato	Prøve	TS	VS	Råfedt	Råprotein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
		% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS
	010514Ho_I_He_A	31	87	15	17	15	-	-	92	1,0	0,5	2,8	48	7,2	0,2	20
	010827Ho_I_He_A	26	89	14	17	22	5	5	85	1,2	0,6	2,7	48	6,8	0,3	20
	011001Ho_I_He_A	26	91	11	13	23	13	9	90	1,1	0,4	2,6	49	7,2	0,2	21
	011115Ho_I_He_A	29	89	14	16	15	15	6	90	1,1	0,8	2,6	49	7,2	0,3	20
	020116Ho_I_He_A	32	89	16	16	14	20	13	-	0,9	0,5	2,7	48	7,3	0,2	20
	020204Ho_I_He_A	29	91	13	15	15	18	13	91	1,0	0,4	2,5	50	7,3	0,2	20
	Gennemsnit	29	89	14	16	17	14	9	90	1,0	0,5	2,7	49	7,2	0,2	20
	010514Ho_F_He_A	31	90	16	17	16	-	-	94	1,0	0,4	2,9	50	7,6	0,2	21
	010827Ho_F_He_A	30	83	14	16	19	6	5	87	1,1	0,5	2,6	44	6,1	0,3	20
	011001Ho_F_He_A	28	87	12	13	23	12	7	88	1,0	0,6	2,5	49	7,1	0,2	20
	011115Ho_F_He_A	28	90	14	15	16	17	10	91	1,1	0,4	2,4	49	7,1	0,2	20
	020116Ho_F_He_A	32	89	15	15	14	20	15	90	1,0	0,5	2,4	48	7,1	0,2	20
	020204Ho_F_He_A	30	90	13	15	17	18	12	91	1,0	0,4	2,5	48	7,1	0,2	20
	Gennemsnit	30	88	14	15	17	15	10	90	1,0	0,4	2,6	48	7,0	0,2	20
	010521Ho_I_Aa_A	29	92	18	17	13	-	-	94	1,1	0,3	2,9	50	7,6	0,2	21
	020122Ho_I_Aa_A	26	93	15	17	10	25	8	94	0,9	0,3	2,9	51	7,6	0,2	22
	Gennemsnit	28	92	16	17	11	25	8	94	1,0	0,3	2,9	51	7,6	0,2	21
	010521Ho_F_Aa_A	27	92	18	18	13	-	-	93	1,2	0,3	3,1	52	8,0	0,2	22
	020122Ho_F_Aa_A	27	92	15	16	14	20	8	91	0,9	0,3	2,4	49	7,4	0,2	21
	Gennemsnit	27	92	17	17	13	20	8	92	1,1	0,3	2,8	51	7,7	0,2	22
	011115Ho_I_"Gr"_A	29	94	13	14	21	18	10	93	1,0	0,4	2,3	50	7,4	0,2	21
	020204Ho_I_"Gr"_A	29	93	14	14	19	15	11	91	0,9	0,3	2,3	52	7,6	0,2	21
	Gennemsnit	29	93	14	14	20	17	10	92	0,9	0,4	2,3	51	7,5	0,2	21
	011115Ho_F_"Gr"_A	30	92	14	14	22	13	9	89	1,1	0,5	2,3	49	7,1	0,2	21
	020204Ho_F_"Gr"_A	30	95	18	15	23	14	9	91	0,8	0,3	2,5	54	7,9	0,2	22
	Gennemsnit	30	93	16	15	23	14	9	90	1,0	0,4	2,4	52	7,5	0,2	21
	Gennemsnit	29	90	15	16	17	16	9	91	1,0	0,4	2,6	49	7,3	0,2	21

Tabel 3.6.1.b: Indsamlingsområde: Kemiske analyser af biomasse fra affald indsamlet i Aalborg forbehandlet med forskellige forbehandlingsmetoder.

Dato	Prøve	TS % w/w	VS % af TS	Råfedt % af TS	Råprotein % af TS	Træstof % af TS	Stivelse % af TS	Sukker % af TS	EFOS % af VS	K % af TS	Tot P % af TS	Tot N % af TS	C % af TS	H % af TS	S tot % af TS	Brændværdi MJ/kg TS
	011115Aa_I_He_A	31	84	13	15	15	16	8	89	1,0	0,5	2,2	45	6,4	0,2	19
	020204Aa_I_He_A	28	86	14	15	14	16	10	90	1,0	0,5	2,4	47	7,1	0,2	20
	Gennemsnit	30	85	14	15	15	16	9	90	1,0	0,5	2,3	46	6,8	0,2	20
	011115Aa_F_He_A	29	88	15	15	15	17	8	91	1,0	0,7	2,7	48	6,9	0,2	20
	Gennemsnit	29	88	15	15	15	17	8	91	1,0	0,7	2,7	48	6,9	0,2	20
	010521Aa_I_Aa_A	17	85	15	17	8	-	-	95	1,3	0,4	2,8	47	7,1	0,2	19
	010812Aa_I_Aa_A	23	89	20	19	8	14	1	94	1,2	0,4	3	48	7,3	0,3	21
	010927Aa_I_Aa_A	19	85	19	17	8	15	3	92	1,2	0,4	2,9	50	7,3	0,2	21
	011122Aa_I_Aa_A	25	91	19	18	11	18	5	94	1,1	0,4	2,9	50	7,3	0,3	22
	020408Aa_I_Aa_A	25	87	17	16	12	14	4	94	0,9	0,3	2,9	52	7,8	0,2	20
	Gennemsnit	22	88	18	17	9	15	3	94	1,1	0,4	2,9	49	7,4	0,2	21
	010812Aa_F_Aa_A	22	90	19	18	10	14	3	95	1,2	0,4	2,8	47	7,1	0,3	21
	010927Aa_F_Aa_A	22	87	17	16	10	19	6	94	1,1	0,3	2,6	48	7,0	0,2	20
	011122Aa_F_Aa_A	25	92	18	17	10	24	8	95	1,0	0,3	2,7	51	7,5	0,2	22
	020122Aa_F_Aa_A	27	91	18	16	14	20	10	92	0,9	0,3	2,4	48	7,2	0,2	21
	020314Aa_F_Aa_A	26	91	19	17	9	21	9	94	0,9	0,3	2,8	50	7,6	0,2	22
	020408Aa_F_Aa_A	26	87	18	16	12	13	4	94	0,9	0,3	2,9	51	7,8	0,2	21
	Gennemsnit	25	90	18	17	11	18	7	94	1,0	0,3	2,7	49	7,4	0,2	21
	Gennemsnit	25	88	17	17	11	17	6	93	1,0	0,4	2,7	49	7,2	0,2	21

Tabel 3.6.1.c: Indsamlingsområde: Kemiske analyser af biomasse fra affald indsamlet i Grindsted forbehandlet i Grindsted (dette affald blev ikke forbehandlet andre steder)

Dato	Prøve	TS	VS	Råfedt	Råprotein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
		% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS
	010821Gr_I_Gr_A	34	90	14	15	27	9	7	89	0,9	0,5	2,4	48	7,1	0,2	21
	011003Gr_I_Gr_A	28	92	17	15	23	11	-	92	1,0	0,4	2,5	50	7,3	0,2	22
	011114Gr_I_Gr_A	32	89	15	16	20	14	-	93	0,9	0,7	2,6	50	7,0	0,2	20
	020220Gr_I_Gr_A	32	89	12	13	19	18	9	91	0,9	0,3	2,1	47	6,8	0,2	19
	020403Gr_I_Gr_A	36	89	11	12	24	16	8	92	0,7	0,3	2,1	47	6,9	0,2	20
	Gennemsnit	32	90	14	14	23	14	8	91	0,9	0,4	2,3	48	7,0	0,2	20

Tabel 3.6.1.d: Indsamlingsområde: Kemiske analyser af biomasse fra affald indsamlet i Kolding forbehandlet med forskellige forbehandlingsmetoder

Dato	Prøve	TS	VS	Råfedt	Råprotein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
		% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS
	020116Ko_I_He_A	33	82	15	15	13	17	9	91	0,9	0,5	2,4	46	6,9	0,2	19
	020321Ko_I_He_A	30	81	16	18	18	10	1	86	1,0	0,6	2,7	50	7,2	0,2	19
	Gennemsnit	31	82	15	16	16	13	5	89	0,9	0,5	2,6	48	7,1	0,2	19
	020116Ko_F_He_A	34	87	15	16	15	17	9	90	1,0	0,5	2,6	48	7,2	0,2	20
	020321Ko_F_He_A	30	83	14	16	18	7	1	85	1,0	0,4	2,7	46	6,7	0,2	19
	Gennemsnit	32	85	14	16	16	12	5	88	1,0	0,5	2,7	47	7,0	0,2	19
	010531Ko_I_Aa_A	25	83	16	17	10	-	-	94	1,3	0,4	2,9	47	7,2	0,2	19
	020307Ko_I_Aa_A	27	88	17	16	11	19	6	92	1,1	0,3	2,7	49	7,2	0,2	20
	Gennemsnit	26	86	16	17	10	19	6	93	1,2	0,3	2,8	48	7,2	0,2	20
	010531Ko_F_Aa_A	26	83	18	16	11	-	-	94	1,1	0,3	2,7	47	7,2	0,2	20
	020408Ko_F_Aa_A	34	83	17	17	10	14	3	93	0,8	0,3	2,9	47	7,2	0,2	19
	Gennemsnit	30	83	17	16	10	14	3	94	1,0	0,3	2,8	47	7,2	0,2	20
	Gennemsnit	30	84	16	16	13	14	5	91	1,0	0,4	2,7	48	7,1	0,2	20

Tabel 3.6.1.e: Indsamlingsområde: Kemiske analyser af biomasse fra affald indsamlet i Vejle forbehandlet med forskellige forbehandlingsmetoder

Dato	Prøve	TS	VS	Råfedt	Råprotein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
		% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS
	010514Ve_I_He_A	35	85	14	17	15	-	-	91	0,9	0,5	2,7	47	7,0	0,2	20
	011001Ve_I_He_A	28	85	11	13	23	13	6	87	0,9	0,4	2,2	48	6,9	0,2	19
	Gennemsnit	32	85	12	15	19	13	6	89	0,9	0,5	2,5	48	7,0	0,2	19
	010514Ve_F_He_A	39	85	14	16	15	-	-	90	0,9	0,6	2,7	47	6,9	0,2	20
	011001Ve_F_He_A	30	80	10	10	26	13	5	86	0,9	0,5	2,3	46	6,7	0,2	19
	Gennemsnit	35	82	12	13	20	13	5	88	0,9	0,5	2,5	47	6,8	0,2	19
	010927Ve_I_Aa_A	18	86	14	16	10	16	4	93	1,3	0,4	2,7	47	6,9	0,3	20
	020408Ve_I_Aa_A	27	88	16	16	12	17	5	95	1,0	0,3	2,9	53	7,9	0,2	20
	Gennemsnit	22	87	15	16	11	16	5	94	1,1	0,3	2,8	50	7,4	0,2	20
	010927Ve_F_Aa_A	26	81	15	15	12	15	4	92	1,0	0,3	2,6	45	6,6	0,2	19
	020408Ve_F_Aa_A	37	85	14	15	13	15	4	92	0,8	0,0	2,7	49	7,4	0,2	20
	Gennemsnit	31	83	15	15	12	15	4	92	0,9	0,2	2,7	47	7,0	0,2	19
	Gennemsnit	30	84	14	15	16	15	5	91	0,9	0,4	2,6	48	7,0	0,2	20

Tabel 3.6.1.f: Indsamlingsområde: Kemiske analyser af biomasse fra affald indsamlet i Malmö forbehandlet med forskellige forbehandlingsmetoder

Dato	Prøve	TS	VS	Råfedt	Råprotein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
		% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS
	020416Ma_S_TP_A	32	87	13	17	12	0	10	91	1,0	0,3	3,1	48	7,0	0,2	20
	020530Ma_S_TP_A	31	80	10	17	15	9	4	86	1,8	0,7	2,9	45	6,4	0,3	18
	Gennemsnit	31	83	-	17	14	4	7	89	1,4	0,5	3,0	47	6,7	0,3	19
	020201Ma_K_A	4	92	18	16	10	15	6	94	0,2	0,3	4,6	58	8,5	0,4	26
	020417Ma_K_A	6	95	34	26	14	2	0	72	1,0	0,3	2,8	51	7,5	0,2	21
	Gennemsnit	5	93	26	21	12	8	3	83	0,6	0,3	3,7	55	8,0	0,3	24
	Gennemsnit	18	88	19	19	13	6	5	86	1,0	0,4	3,4	51	7,4	0,3	21

Tabel 3.6.2.a: Forbehandling: Kemiske analyser for biomasse behandlet på rullesigte

Rullesigte		TS	VS	Fedt	Protein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
Dato	Prøve	% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	MJ/kg TS
	010514Ho_I_He_A	31	87	15	17	15	-	-	92	1,0	0,5	2,8	48	7,2	0,2	20
	010827Ho_I_He_A	26	89	14	17	22	5	5	85	1,2	0,6	2,7	48	6,8	0,3	20
	011001Ho_I_He_A	26	91	11	13	23	13	9	90	1,1	0,4	2,6	49	7,2	0,2	21
	011115Ho_I_He_A	29	89	14	16	15	15	6	90	1,1	0,8	2,6	49	7,2	0,3	20
	020116Ho_I_He_A	32	89	16	16	14	20	13	-	0,9	0,5	2,7	48	7,3	0,2	20
	020204Ho_I_He_A	29	91	13	15	15	18	13	91	1,0	0,4	2,5	50	7,3	0,2	20
	Gennemsnit	29	89	14	16	17	14	9	90	1,0	0,5	2,7	49	7,2	0,2	20
	010514Ho_F_He_A	31	90	16	17	16	-	-	94	1,0	0,4	2,9	50	7,6	0,2	21
	010827Ho_F_He_A	30	83	14	16	19	6	5	87	1,1	0,5	2,6	44	6,1	0,3	20
	011001Ho_F_He_A	28	87	12	13	23	12	7	88	1,0	0,6	2,5	49	7,1	0,2	20
	011115Ho_F_He_A	28	90	14	15	16	17	10	91	1,1	0,4	2,4	49	7,1	0,2	20
	020116Ho_F_He_A	32	89	15	15	14	20	15	90	1,0	0,5	2,4	48	7,1	0,2	20
	020204Ho_F_He_A	30	90	13	15	17	18	12	91	1,0	0,4	2,5	48	7,1	0,2	20
	Gennemsnit	30	88	14	15	17	15	10	90	1,0	0,4	2,6	48	7,0	0,2	20
	011115Aa_I_He_A	31	84	13	15	15	16	8	89	1,0	0,5	2,2	45	6,4	0,2	19
	020204Aa_I_He_A	28	86	14	15	14	16	10	90	1,0	0,5	2,4	47	7,1	0,2	20
	Gennemsnit	30	85	14	15	15	16	9	90	1,0	0,5	2,3	46	6,8	0,2	20
	011115Aa_F_He_A	29	88	15	15	15	17	8	91	1,0	0,7	2,7	48	6,9	0,2	20
	Gennemsnit	29	88	15	15	15	17	8	91	1,0	0,7	2,7	48	6,9	0,2	20
	020116Ko_I_He_A	33	82	15	15	13	17	9	91	0,9	0,5	2,4	46	6,9	0,2	19
	020321Ko_I_He_A	30	81	16	18	18	10	1	86	1,0	0,6	2,7	50	7,2	0,2	19
	Gennemsnit	31	82	15	16	16	13	5	89	0,9	0,5	2,6	48	7,1	0,2	19
	020116Ko_F_He_A	34	87	15	16	15	17	9	90	1,0	0,5	2,6	48	7,2	0,2	20
	020321Ko_F_He_A	30	83	14	16	18	7	1	85	1,0	0,4	2,7	46	6,7	0,2	19
	Gennemsnit	32	85	14	16	16	12	5	88	1,0	0,5	2,7	47	7,0	0,2	19
	010514Ve_I_He_A	35	85	14	17	15	-	-	91	0,9	0,5	2,7	47	7,0	0,2	20
	011001Ve_I_He_A	28	85	11	13	23	13	6	87	0,9	0,4	2,2	48	6,9	0,2	19
	Gennemsnit	32	85	12	15	19	13	6	89	0,9	0,5	2,5	48	7,0	0,2	19
	010514Ve_F_He_A	39	85	14	16	15	-	-	90	0,9	0,6	2,7	47	6,9	0,2	20
	011001Ve_F_He_A	30	80	10	10	26	13	5	86	0,9	0,5	2,3	46	6,7	0,2	19
	Gennemsnit	35	82	12	13	20	13	5	88	0,9	0,5	2,5	47	6,8	0,2	19
	Gennemsnit	30	87	14	15	17	14	8	89	1,0	0,5	2,6	48	7,0	0,2	20

Tabel 3.6.2.b: Forbehandling: Kemiske analyser for biomasse behandlet i skrueseperator

Skrueseperator		TS	VS	Fedt	Protein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
Dato	Prøve	% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	MJ/kg TS
	010521Ho_I_Aa_A	29	92	18	17	13	-	-	94	1,1	0,3	2,9	50	7,6	0,2	21
	020122Ho_I_Aa_A	26	93	15	17	10	25	8	94	0,9	0,3	2,9	51	7,6	0,2	22
	Gennemsnit	28	92	16	17	11	25	8	94	1,0	0,3	2,9	51	7,6	0,2	21
	010521Ho_F_Aa_A	27	92	18	18	13	-	-	93	1,2	0,3	3,1	52	8,0	0,2	22
	020122Ho_F_Aa_A	27	92	15	16	14	20	8	91	0,9	0,3	2,4	49	7,4	0,2	21
	Gennemsnit	27	92	17	17	13	20	8	92	1,1	0,3	2,8	51	7,7	0,2	22
	010521Aa_I_Aa_A	17	85	15	17	8	-	-	95	1,3	0,4	2,8	47	7,1	0,2	19
	010812Aa_I_Aa_A	23	89	20	19	8	14	1	94	1,2	0,4	3,0	48	7,3	0,3	21
	010927Aa_I_Aa_A	19	85	19	17	8	15	3	92	1,2	0,4	2,9	50	7,3	0,2	21
	011122Aa_I_Aa_A	25	91	19	18	11	18	5	94	1,1	0,4	2,9	50	7,3	0,3	22
	020408Aa_I_Aa_A	25	87	17	16	12	14	4	94	0,9	0,3	2,9	52	7,8	0,2	20
	Gennemsnit	22	88	18	17	9	15	3	94	1,1	0,4	2,9	49	7,4	0,2	21
	010812Aa_F_Aa_A	22	90	19	18	10	14	3	95	1,2	0,4	2,8	47	7,1	0,3	21
	010927Aa_F_Aa_A	22	87	17	16	10	19	6	94	1,1	0,3	2,6	48	7,0	0,2	20
	011122Aa_F_Aa_A	25	92	18	17	10	24	8	95	1,0	0,3	2,7	51	7,5	0,2	22
	020122Aa_F_Aa_A	27	91	18	16	14	20	10	92	0,9	0,3	2,4	48	7,2	0,2	21
	020314Aa_F_Aa_A	26	91	19	17	9	21	9	94	0,9	0,3	2,8	50	7,6	0,2	22
	020408Aa_F_Aa_A	26	87	18	16	12	13	4	94	0,9	0,3	2,9	51	7,8	0,2	21
	Gennemsnit	25	90	18	17	11	18	7	94	1,0	0,3	2,7	49	7,4	0,2	21
	010531Ko_I_Aa_A	25	83	16	17	10	-	-	94	1,3	0,4	2,9	47	7,2	0,2	19
	020307Ko_I_Aa_A	27	88	17	16	11	19	6	92	1,1	0,3	2,7	49	7,2	0,2	20
	Gennemsnit	26	86	16	17	10	19	6	93	1,2	0,3	2,8	48	7,2	0,2	20
	010531Ko_F_Aa_A	26	83	18	16	11	-	-	94	1,1	0,3	2,7	47	7,2	0,2	20
	020408Ko_F_Aa_A	34	83	17	17	10	14	3	93	0,8	0,3	2,9	47	7,2	0,2	19
	Gennemsnit	30	83	17	16	10	14	3	94	1,0	0,3	2,8	47	7,2	0,2	20
	010927Ve_I_Aa_A	18	86	14	16	10	16	4	93	1,3	0,4	2,7	47	6,9	0,3	20
	020408Ve_I_Aa_A	27	88	16	16	12	17	5	95	1,0	0,3	2,9	53	7,9	0,2	20
	Gennemsnit	22	87	15	16	11	16	5	94	1,1	0,3	2,8	50	7,4	0,2	20
	010927Ve_F_Aa_A	26	81	15	15	12	15	4	92	1,0	0,3	2,6	45	6,6	0,2	19
	020408Ve_F_Aa_A	37	85	14	15	13	15	4	92	0,8	0,0	2,7	49	7,4	0,2	20
	Gennemsnit	31	83	15	15	12	15	4	92	0,9	0,2	2,7	47	7,0	0,2	19
	Gennemsnit	25	88	17	17	11	17	5	93	1,1	0,3	2,8	49	7,4	0,2	21

Tabel 3.6.2.c: Forbehandling: Kemiske analyser for biomasse behandlet med neddelers + magnet

Shredder + magnet		TS	VS	Fedt	Protein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
Dato	Prøve	% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	MJ/kg TS
	011115Ho_I_"Gr"_A	29	94	13	14	21	18	10	93	1,0	0,4	2,3	50	7,4	0,2	21
	020204Ho_I_"Gr"_A	29	93	14	14	19	15	11	91	0,9	0,3	2,3	52	7,6	0,2	21
	Gennemsnit	29	93	14	14	20	17	10	92	0,9	0,4	2,3	51	7,5	0,2	21
	011115Ho_F_"Gr"_A	30	92	14	14	22	13	9	89	1,1	0,5	2,3	49	7,1	0,2	21
	020204Ho_F_"Gr"_A	30	95	18	15	23	14	9	91	0,8	0,3	2,5	54	7,9	0,2	22
	Gennemsnit	30	93	16	15	23	14	9	90	1,0	0,4	2,4	52	7,5	0,2	21
	010821Gr_I_Gr_A	34	90	14	15	27	9	7	89	0,9	0,5	2,4	48	7,1	0,2	21
	011003Gr_I_Gr_A	28	92	17	15	23	11	-	92	1,0	0,4	2,5	50	7,3	0,2	22
	011114Gr_I_Gr_A	32	89	15	16	20	14	-	93	0,9	0,7	2,6	50	7,0	0,2	20
	020220Gr_I_Gr_A	32	89	12	13	19	18	9	91	0,9	0,3	2,1	47	6,8	0,2	19
	020403Gr_I_Gr_A	36	89	11	12	24	16	8	92	0,7	0,3	2,1	47	6,9	0,2	20
	Gennemsnit	32	90	14	14	23	14	8	91	0,9	0,4	2,3	48	7,0	0,2	20

Tabel 3.6.2.d: Forbehandling: Kemiske analyser for biomasse behandlet med centralsug + stempelseparator

Centralsug		TS	VS	Fedt	Protein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
Dato	Prøve	% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	MJ/kg TS
	020416Ma_S_TP_A	32	87	13	17	12	0	10	91	1,0	0,3	3,1	48	7,0	0,2	20
	020530Ma_S_TP_A	31	80	10	17	15	9	4	86	1,8	0,7	2,9	45	6,4	0,3	18
	Gennemsnit	31	83	12	17	14	4	7	89	1,4	0,5	3,0	47	6,7	0,3	19

Tabel 3.6.2.e: Forbehandling: Kemiske analyser for biomasse behandlet i køkkenkvarne

Køkkenkvarne		TS	VS	Fedt	Protein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
Dato	Prøve	% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	MJ/kg TS
	020201Ma_K_A	4	92	18	16	10	15	6	94	0,2	0,3	4,6	58	8,5	0,4	26
	020417Ma_K_A	6	95	34	26	14	2	0	72	1,0	0,3	2,8	51	7,5	0,2	21
	Gennemsnit	5	93	26	21	12	8	3	83	0,6	0,3	3,7	55	8,0	0,3	24

Tabel 3.6.3.a: Tidsmæssig variation. Resultater af kemiske analyser af biomasse fra affald indsamlet i Hovedstadsområdet forbehandlet på rullerigt i Herning.

Dato	Prøve	TS	VS	Fedt	Protein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
		% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS
010514	Ho_I_He_A	31	87	15	17	15	-	-	92	1,0	0,5	2,8	48	7,2	0,2	20
010827	Ho_I_He_A	26	89	14	17	22	5	5	85	1,2	0,6	2,7	48	6,8	0,3	20
011001	Ho_I_He_A	26	91	11	13	23	13	9	90	1,1	0,4	2,6	49	7,2	0,2	21
011115	Ho_I_He_A	29	89	14	16	15	15	6	90	1,1	0,8	2,6	49	7,2	0,3	20
020116	Ho_I_He_A	32	89	16	16	14	20	13	-	0,9	0,5	2,7	48	7,3	0,2	20
020204	Ho_I_He_A	29	91	13	15	15	18	13	91	1,0	0,4	2,5	50	7,3	0,2	20
010514	Ho_F_He_A	31	90	16	17	16	-	-	94	1,0	0,4	2,9	50	7,6	0,2	21
010827	Ho_F_He_A	30	83	14	16	19	6	5	87	1,1	0,5	2,6	44	6,1	0,3	20
011001	Ho_F_He_A	28	87	12	13	23	12	7	88	1,0	0,6	2,5	49	7,1	0,2	20
011115	Ho_F_He_A	28	90	14	15	16	17	10	91	1,1	0,4	2,4	49	7,1	0,2	20
020116	Ho_F_He_A	32	89	15	15	14	20	15	90	1,0	0,5	2,4	48	7,1	0,2	20
020204	Ho_F_He_A	30	90	13	15	17	18	12	91	1,0	0,4	2,5	48	7,1	0,2	20

Tabel 3.6.3.b: Tidsmæssig variation: Resultater af kemiske analyser af biomasse fra affald indsamlet i Hovedstadsområdet forbehandlet i skrueseparator i Aalborg

Dato	Prøve	TS	VS	Råfedt	Råprotein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
		% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS
010521	Aa_I_Aa_A	17	85	15	17	8	-	-	95	1,3	0,4	2,8	47	7,1	0,2	19
010812	Aa_I_Aa_A	23	89	20	19	8	14	1	94	1,2	0,4	3,0	48	7,3	0,3	21
010927	Aa_I_Aa_A	19	85	19	17	8	15	3	92	1,2	0,4	2,9	50	7,3	0,2	21
011122	Aa_I_Aa_A	25	91	19	18	11	18	5	94	1,1	0,4	2,9	50	7,3	0,3	22
020408	Aa_I_Aa_A	25	87	17	16	12	14	4	94	0,9	0,3	2,9	52	7,8	0,2	20
010812	Aa_F_Aa_A	22	90	19	18	10	14	3	95	1,2	0,4	2,8	47	7,1	0,3	21
010927	Aa_F_Aa_A	22	87	17	16	10	19	6	94	1,1	0,3	2,6	48	7,0	0,2	20
011122	Aa_F_Aa_A	25	92	18	17	10	24	8	95	1,0	0,3	2,7	51	7,5	0,2	22
020122	Aa_F_Aa_A	27	91	18	16	14	20	10	92	0,9	0,3	2,4	48	7,2	0,2	21
020314	Aa_F_Aa_A	26	91	19	17	9	21	9	94	0,9	0,3	2,8	50	7,6	0,2	22
020408	Aa_F_Aa_A	26	87	18	16	12	13	4	94	0,9	0,3	2,9	51	7,8	0,2	21

Tabel 3.6.3.c: Tidsmæssig variation: Resultater af kemiske analyser af biomasse fra affald indsamlet i Grindsted forbehandlet med neddelere + magnet i Grindsted.

Dato	Prøve	TS	VS	Råfedt	Råprotein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
		% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS
010821	Gr_I_Gr_A	34	90	14	15	27	9	7	89	0,9	0,5	2,4	48	7,1	0,2	21
011003	Gr_I_Gr_A	28	92	17	15	23	11	-	92	1,0	0,4	2,5	50	7,3	0,2	22
011114	Gr_I_Gr_A	32	89	15	16	20	14	-	93	0,9	0,7	2,6	50	7,0	0,2	20
020220	Gr_I_Gr_A	32	89	12	13	19	18	9	91	0,9	0,3	2,1	47	6,8	0,2	19
020403	Gr_I_Gr_A	36	89	11	12	24	16	8	92	0,7	0,3	2,1	47	6,9	0,2	20

Tabel 3.6.4: Resultater af gentagne analyser af kontrolprøve

Ho_I_He_A	Aske	Fedt	Protein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
020514	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	MJ/kg TS
0801	13	15	17	15	-	-	92	1,1	0,5	2,6	46	6,9	0,2	20
1101	14	14	16	14	13	9	93	1,0	0,5	2,8	48	7,2	0,2	20
0102	13	15	17	14	14	10	93	1,1	0,5	2,7	47	6,9	0,2	20
0502	13	14	17	15	13	7	92	1,0	0,4	2,6	46	6,8	0,2	20
0702	13	14	16	15	13	7	92	0,9	0,4	2,9	47	7,3	0,2	20
0802	13	15	16	14	13	8	92	0,9	0,4	2,8	47	7,2	0,2	20
X	13	14	16	15	13	8	92	1,0	0,5	2,7	47	7,1	0,2	20
Rel stdev [%]	0,04	0,04	0,01	0,05	0,03	0,18	0,01	0,07	0,12	0,04	0,02	0,03	0,08	0,01

Tabel 3.6.5: Resultater fra analysen af prøver fra den statistiske undersøgelse af prøvetagningsproceduren (se afsnit 3.7)

	VS	Fedt	Protein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	MJ/kg TS
Ho_I_He_A1	88	14	17	22	5	5	85	1,2	0,6	2,7	48	6,8	0,3	20
Ho_I_He_A2	88	14	17	18	5	6	83	1,2	0,6	2,7	47	6,7	0,3	21
Ho_I_He_A3	87	15	17	19	5	7	87	1,2	0,6	2,5	45	6,2	0,3	20
Ho_I_He_A4a	87	15	17	19	10	9	88	1,2	0,6	2,7	47	6,9	0,3	21
Ho_I_He_A4b1	88	15	17	20	9	8	88	1,2	0,5	2,6	46	6,8	0,3	21
Ho_I_He_A4b2	88	17	17	19	9	7	89	1,2	0,5	2,8	47	7,0	0,3	21
Ho_I_He_A5	88	15	18	20	4	7	87	1,2	0,5	2,6	47	6,8	0,3	21
Ho_I_He_A6a	87	14	17	19	4	8	87	1,2	0,5	2,8	48	6,8	0,3	20
Ho_I_He_A6b1	88	15	17	19	6	8	89	1,2	0,5	2,7	47	7,0	0,3	20
Ho_I_He_A6b2	89	14	17	20	8	8	89	1,2	0,5	2,7	47	7,0	0,3	21
Aa_F_Aa_A1a	89	19	18	10	14	3	95	1,2	0,4	2,8	47	7,1	0,3	21
Aa_F_Aa_A1b	88	18	18	10	14	2	96	1,2	0,4	3,0	47	7,1	0,3	21
Aa_F_Aa_A2	88	18	18	10	14	1	95	1,2	0,4	2,9	47	7,2	0,3	21

Tabel 3.6.6.a: Indsamlingsområde: Hovedstadsområdet. Analyser af den organiske fraktion af rejekterne

Dato	Prøve	TS	VS	Råfedt	Råprotein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
		% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS
	010514Ho_I_He_A	42	90	14	15	23	10	3	91	0,8	0,4	2,3	47	6,7	0,2	20
	011001Ho_I_He_A	30	91	11	13	23	12	11	92	0,9	0,3	2,2	49	7,1	0,2	20
	Gennemsnit	36	91	13	14	23	11	7	92	0,9	0,3	2,3	48	6,9	0,2	20
	010514Ho_F_He_A	43	91	14	17	19	7	9	93	1,2	0,4	2,6	47	6,9	0,2	21
	011001Ho_F_He_A	40	91	12	13	23	12	11	85	0,8	0,3	2,1	50	7,2	0,2	21
	Gennemsnit	42	91	13	15	21	10	10	89	1,0	0,4	2,4	49	7,1	0,2	21
	010521Ho_I_Aa_A	35	91	11	16	24	12	3	88	1,0	0,6	2,4	47	6,7	0,2	20
	020122Ho_I_Aa_A	35	91	12	17	19	17	8	93	0,9	0,8	2,7	48	7,2	0,2	20
	Gennemsnit	35	91	11	16	21	14	5	91	0,9	0,7	2,6	48	7,0	0,2	20
	010521Ho_F_Aa_A	22	91	9	15	30	8	3	87	1,0	0,5	2,1	46	6,8	0,2	20
	020122Ho_F_Aa_A	31	93	11	14	24	16	8	92	0,9	0,4	2,3	48	7,1	0,2	20
	Gennemsnit	27	92	10	14	27	12	5	90	1,0	0,4	2,2	47	7,0	0,2	20
	Gennemsnit	35	91	12	15	23	12	7	90	0,9	0,5	2,3	48	7,0	0,2	20

Tabel 3.6.6.b: Indsamlingsområde: Aalborg. Analyser af den organiske fraktion af rejekterne

Dato	Prøve	TS	VS	Råfedt	Råprotein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
		% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS
	011115Aa_I_He_A	59	87	15	16	15	15	10	88	0,9	0,3	2,6	49	7,1	0,2	21
	020204Aa_I_He_A	47	92	12	15	18	18	11	91	1,0	0,3	2,3	49	7,2	0,2	20
	Gennemsnit	53	90	13	16	17	16	11	90	0,9	0,3	2,5	49	7,2	0,2	21
	011115Aa_F_He_A	75	88	16	17	15	15	9	90	0,9	0,4	3,1	51	7,6	0,3	21
	Gennemsnit	75	88	16	17	15	15	9	90	0,9	0,4	3,1	51	7,6	0,3	21
	010521Aa_I_Aa_A	40	83	12	14	22	9	2	82	0,8	0,5	2,3	46	6,7	0,2	21
	020408Aa_I_Aa_A	34	84	10	15	21	10	3	84	0,7	0,4	2,7	47	6,7	0,2	20
	Gennemsnit	37	84	11	15	22	10	2	83	0,7	0,4	2,5	47	6,7	0,2	20
	010927Aa_F_Aa_A	46	86	15	14	19	13	7	85	0,8	0,6	2,4	48	6,9	0,2	21
	020122Aa_F_Aa_A	36	90	11	14	22	17	11	90	0,8	0,4	2,4	48	7,0	0,2	20
	Gennemsnit	41	88	13	14	21	15	9	88	0,8	0,5	2,4	48	7,0	0,2	20
	Gennemsnit	48	87	13	15	19	14	7	87	0,8	0,4	2,5	48	7,0	0,2	20

Tabel 3.6.6.c: Indsamlingsområde: Kolding. Analyser af den organiske fraktion af rejekterne

Dato	Prøve	TS	VS	Råfedt	Råprotein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
		% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS
	020116Ko_I_He_A	40	89	16	16	13	21	9	92	0,9	0,4	2,5	49	7,3	0,2	21
	020321Ko_I_He_A	33	87	8	12	21	12	5	80	1,0	0,3	2,2	46	6,7	0,2	19
	Gennemsnit	37	88	12	14	17	17	7	86	0,9	0,4	2,4	48	7,0	0,2	20
	020116Ko_F_He_A	63	88	15	16	17	15	3	-	1,0	0,3	2,5	47	7,0	0,2	20
	020321Ko_F_He_A	35	87	12	13	22	13	6	89	0,7	0,2	2,4	46	6,7	0,2	20
	Gennemsnit	49	88	13	14	19	14	5	89	0,8	0,3	2,5	47	6,9	0,2	20
	010531Ko_I_Aa_A	51	84	7	12	29	10	3	80	0,8	0,5	2,0	45	6,6	0,2	20
	020307Ko_I_Aa_A	34	87	11	14	24	10	4	88	0,8	0,5	2,4	48	7,0	0,2	20
	Gennemsnit	43	86	9	13	27	10	4	84	0,8	0,5	2,2	47	6,8	0,2	20
	010531Ko_F_Aa_A	39	85	10	14	27	11	2	85	0,9	0,3	2,1	46	6,7	0,2	20
	020408Ko_F_Aa_A	39	80	11	15	16	11	5	89	0,7	0,4	3,3	46	6,9	0,2	19
	Gennemsnit	39	83	11	14	22	11	3	87	0,8	0,4	2,7	46	6,8	0,2	19
	Gennemsnit	42	86	11	14	21	13	5	86	0,8	0,4	2,4	47	6,9	0,2	20

Tabel 3.6.6.d: Indsamlingsområde: Vejle. Analyser af den organiske fraktion af rejekterne

Dato	Prøve	TS	VS	Råfedt	Råprotein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
		% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS
	010514Ve_I_He_A	38	84	14	15	25	7	1	84	0,9	0,5	2,6	45	6,6	0,2	20
	011001Ve_I_He_A	41	90	11	13	23	14	11	80	0,8	0,4	2,0	49	7,0	0,2	20
	Gennemsnit	40	87	12	14	24	10	6	82	0,8	0,5	2,3	47	6,8	0,2	20
	010514Ve_F_He_A	67	85	12	13	20	14	7	87	0,8	0,3	2,2	46	6,8	0,2	20
	011001Ve_F_He_A	51	86	10	10	26	12	10	76	0,7	0,2	1,7	45	6,5	0,2	19
	Gennemsnit	59	86	11	12	23	13	9	82	0,8	0,3	2,0	46	6,7	0,2	20
	010927Ve_I_Aa_A	43	86	13	14	22	12	7	84	0,8	0,5	2,6	47	6,9	0,2	20
	020408Ve_I_Aa_A	37	87	12	15	20	13	5	85	0,7	0,3	2,7	49	7,1	0,2	21
	Gennemsnit	40	87	12	15	21	12	6	85	0,7	0,4	2,7	48	7,0	0,2	21
	010927Ve_F_Aa_A	49	81	12	14	17	12	8	85	0,8	0,4	2,4	46	6,6	0,2	19
	020408Ve_F_Aa_A	40	86	10	12	20	11	4	82	0,7	0,9	2,1	45	6,6	0,2	19
	Gennemsnit	45	84	11	13	19	11	6	84	0,7	0,6	2,3	46	6,6	0,2	19
	Gennemsnit	46	86	12	13	22	12	6	83	0,8	0,4	2,3	47	6,8	0,2	20

Tabel 3.6.6.d: Indsamlingsområde: Malmö. Analyser af den organiske fraktion af rejekterne

Dato	Prøve	TS % w/w	VS % af TS	Råfedt % af TS	Råprotein % af TS	Træstof % af TS	Stivelse % af TS	Sukker % af TS	EFOS % af VS	K % af TS	Tot P % af TS	Tot N % af TS	C % af TS	H % af TS	S tot % af TS	Brændværdi MJ/kg TS
	020416Ma_S_TP_A	40	83	10	12	26	10	6	91	0,7	0,3	2,0	43	6,6	0,2	18
	020530Ma_S_TP_A	41	86	5	9	38	12	3	79	0,9	0,4	1,7	45	6,4	0,2	19
	Gennemsnit	41	85	8	10	32	11	5	85	0,8	0,3	1,9	44	6,5	0,2	18

Tabel 3.6.7.a: Forbehandling: Rullesigte. Analyser af den organiske fraktion af rejektet

Rullesigte		TS	VS	Fedt	Protein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
Dato	Prøve	% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	MJ/kg TS
	010514Ho_I_He_A	42	90	14	15	23	10	3	91	0,8	0,4	2,3	47	6,7	0,2	20
	011001Ho_I_He_A	30	91	11	13	23	12	11	92	0,9	0,3	2,2	49	7,1	0,2	20
	Gennemsnit	36	91	13	14	23	11	7	92	0,9	0,3	2,3	48	6,9	0,2	20
	010514Ho_F_He_A	43	91	14	17	19	7	9	93	1,2	0,4	2,6	47	6,9	0,2	21
	011001Ho_F_He_A	40	91	12	13	23	12	11	85	0,8	0,3	2,1	50	7,2	0,2	21
	Gennemsnit	42	91	13	15	21	10	10	89	1,0	0,4	2,4	49	7,1	0,2	21
	011115Aa_I_He_A	59	87	15	16	15	15	10	88	0,9	0,3	2,6	49	7,1	0,2	21
	020204Aa_I_He_A	47	92	12	15	18	18	11	91	1,0	0,3	2,3	49	7,2	0,2	20
	Gennemsnit	53	90	13	16	17	16	11	90	0,9	0,3	2,5	49	7,2	0,2	21
	011115Aa_F_He_A	75	88	16	17	15	15	9	90	0,9	0,4	3,1	51	7,6	0,3	21
	Gennemsnit	75	88	16	17	15	15	9	90	0,9	0,4	3,1	51	7,6	0,3	21
	020116Ko_I_He_A	40	89	16	16	13	21	9	92	0,9	0,4	2,5	49	7,3	0,2	21
	020321Ko_I_He_A	33	87	8	12	21	12	5	80	1,0	0,3	2,2	46	6,7	0,2	19
	Gennemsnit	37	88	12	14	17	17	7	86	0,9	0,4	2,4	48	7,0	0,2	20
	020116Ko_F_He_A	63	88	15	16	17	15	3	-	1,0	0,3	2,5	47	7,0	0,2	20
	020321Ko_F_He_A	35	87	12	13	22	13	6	89	0,7	0,2	2,4	46	6,7	0,2	20
	Gennemsnit	49	88	13	14	19	14	5	89	0,8	0,3	2,5	47	6,9	0,2	20
	010514Ve_I_He_A	38	84	14	15	25	7	1	84	0,9	0,5	2,6	45	6,6	0,2	20
	011001Ve_I_He_A	41	90	11	13	23	14	11	80	0,8	0,4	2,0	49	7,0	0,2	20
	Gennemsnit	40	87	12	14	24	10	6	82	0,8	0,5	2,3	47	6,8	0,2	20
	010514Ve_F_He_A	67	85	12	13	20	14	7	87	0,8	0,3	2,2	46	6,8	0,2	20
	011001Ve_F_He_A	51	86	10	10	26	12	10	76	0,7	0,2	1,7	45	6,5	0,2	19
	Gennemsnit	59	86	11	12	23	13	9	82	0,8	0,3	2,0	46	6,7	0,2	20
	Gennemsnit	47	88	13	14	20	13	8	87	0,9	0,3	2,4	48	7,0	0,2	20

Tabel 3.6.7.b: Forbehandling: Skrueseperator. Analyser af den organiske fraktion af rejektet

Skrueseperator		TS	VS	Fedt	Protein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
Dato	Prøve	% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	MJ/kg TS
	010521Ho_I_Aa_A	35	91	11	16	24	12	3	88	1,0	0,6	2,4	47	6,7	0,2	20
	020122Ho_I_Aa_A	35	91	12	17	19	17	8	93	0,9	0,8	2,7	48	7,2	0,2	20
	Gennemsnit	35	91	11	16	21	14	5	91	0,9	0,7	2,6	48	7,0	0,2	20
	010521Ho_F_Aa_A	22	91	9	15	30	8	3	87	1,0	0,5	2,1	46	6,8	0,2	20
	020122Ho_F_Aa_A	31	93	11	14	24	16	8	92	0,9	0,4	2,3	48	7,1	0,2	20
	Gennemsnit	27	92	10	14	27	12	5	90	1,0	0,4	2,2	47	7,0	0,2	20
	010521Aa_I_Aa_A	40	83	12	14	22	9	2	82	0,8	0,5	2,3	46	6,7	0,2	21
	020408Aa_I_Aa_A	34	84	10	15	21	10	3	84	0,7	0,4	2,7	47	6,7	0,2	20
	Gennemsnit	37	84	11	15	22	10	2	83	0,7	0,4	2,5	47	6,7	0,2	20
	010927Aa_F_Aa_A	46	86	15	14	19	13	7	85	0,8	0,6	2,4	48	6,9	0,2	21
	020122Aa_F_Aa_A	36	90	11	14	22	17	11	90	0,8	0,4	2,4	48	7,0	0,2	20
	Gennemsnit	41	88	13	14	21	15	9	88	0,8	0,5	2,4	48	7,0	0,2	20
	010531Ko_I_Aa_A	51	84	7	12	29	10	3	80	0,8	0,5	2,0	45	6,6	0,2	20
	020307Ko_I_Aa_A	34	87	11	14	24	10	4	88	0,8	0,5	2,4	48	7,0	0,2	20
	Gennemsnit	43	86	9	13	27	10	4	84	0,8	0,5	2,2	47	6,8	0,2	20
	010531Ko_F_Aa_A	39	85	10	14	27	11	2	85	0,9	0,3	2,1	46	6,7	0,2	20
	020408Ko_F_Aa_A	39	80	11	15	16	11	5	89	0,7	0,4	3,3	46	6,9	0,2	19
	Gennemsnit	39	83	11	14	22	11	3	87	0,8	0,4	2,7	46	6,8	0,2	19
	010927Ve_I_Aa_A	43	86	13	14	22	12	7	84	0,8	0,5	2,6	47	6,9	0,2	20
	020408Ve_I_Aa_A	37	87	12	15	20	13	5	85	0,7	0,3	2,7	49	7,1	0,2	21
	Gennemsnit	40	87	12	15	21	12	6	85	0,7	0,4	2,7	48	7,0	0,2	21
	010927Ve_F_Aa_A	49	81	12	14	17	12	8	85	0,8	0,4	2,4	46	6,6	0,2	19
	020408Ve_F_Aa_A	40	86	10	12	20	11	4	82	0,7	0,9	2,1	45	6,6	0,2	19
	Gennemsnit	45	84	11	13	19	11	6	84	0,7	0,6	2,3	46	6,6	0,2	19
	Gennemsnit	40	86	11	14	23	12	5	86	0,8	0,5	2,4	47	6,8	0,2	20

Tabel 3.6.7.c: Forbehandling: Centralsug + stempelseperator. Analyser af den organiske fraktion af rejektet

Centralsug+tryksep.		TS	VS	Fedt	Protein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi
Dato	Prøve	% w/w	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	MJ/kg TS
	020416Ma_S_TP_A	40	83	10	12	26	10	6	91	0,7	0,3	2,0	43	6,6	0,2	18
	020530Ma_S_TP_A	41	86	5	9	38	12	3	79	0,9	0,4	1,7	45	6,4	0,2	19
	Gennemsnit	41	85	8	10	32	11	5	85	0,8	0,3	1,9	44	6,5	0,2	18

Tabel 3.6.8: Sammenstilling af kemiske analyser: TS, VS, pH, organiske delkomponenter, EFOS (enzymfordøjeligt organisk stof) og VFA (volatile fatty acids) for biomasse (A) og rejekt (R) for samtlige prøvetagninger.

Dato	Prøve	TS % w/w	VS % af TS	pH	Fedt % af TS	Protein % af TS	Træstof % af TS	Stivelse % af TS	Sukker % af TS	EFOS % af VS	VFA % af TS
010514	Ho_I_He_A	31	87	4	15	17	15	-	-	92	0,05
	Ho_I_He_R	42	90	-	14	15	23	10	3	91	-
	Ho_F_He_A	31	90	5	16	17	16	-	-	94	0,05
	Ho_F_He_R	43	91	-	14	17	19	7	9	93	-
	Ve_F_He_A	39	85	5	14	16	15	-	-	90	0,04
	Ve_F_He_R	67	85	-	12	13	20	14	7	87	-
	Ve_I_He_A	35	85	5	14	17	15	-	-	91	0,04
	Ve_I_He_R	38	84	-	14	15	25	7	1	84	-
010521	Aa_I_Aa_A	17	85	4	15	17	8	-	-	95	0,04
	Aa_I_Aa_R	40	83	-	12	14	22	9	2	82	-
	Ho_F_Aa_A	27	92	4	18	18	13	-	-	93	0,05
	Ho_F_Aa_R	22	91	-	9	15	30	8	3	87	-
	Ho_I_Aa_A	29	92	4	18	17	13	-	-	94	0,05
	Ho_I_Aa_R	35	91	-	11	16	24	12	3	88	-
010531	Ko_I_Aa_A	25	83	5	16	17	10	-	-	94	0,07
	Ko_I_Aa_R	51	84	-	7	12	29	10	3	80	-
	Ko_F_Aa_A	26	83	4	18	16	11	-	-	94	0,07
	Ko_F_Aa_R	39	85	-	10	14	27	11	2	85	-
010812	Aa_I_Aa_A	23	88	4	20	19	8	14	1	94	0,07
	Aa_I_Aa_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aa_F_Aa_A	22	89	5	19	18	10	14	3	95	0,13
	Aa_F_Aa_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
010821	Gr_I_Gr_A	34	90	5	14	15	27	9	7	89	0,04
	Gr_I_Gr_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
010827	Ho_I_He_A	26	89	5	14	17	22	5	5	85	0,07
	Ho_I_He_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ho_F_He_A	30	83	5	14	16	19	6	5	87	0,01
	Ho_F_He_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
010927	Ve_I_Aa_A	18	86	4	14	16	10	16	4	93	0,12
	Ve_I_Aa_R	43	86	-	13	14	22	12	7	84	-
	Ve_F_Aa_A	26	81	4	15	15	12	15	4	92	0,15
	Ve_F_Aa_R	49	81	-	12	14	17	12	8	85	-
	Aa_I_Aa_A	19	85	3	19	17	8	15	3	92	0,40
	Aa_I_Aa_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aa_F_Aa_A	22	87	6	17	16	10	19	6	94	0,18
Aa_F_Aa_R	46	86	-	15	14	19	13	7	85	-	
011001	Ho_I_He_A	26	91	4	11	13	23	13	9	90	0,06
	Ho_I_He_R	30	91	-	11	13	23	12	11	92	-
	Ho_F_He_A	28	87	4	12	13	23	12	7	88	0,17
	Ho_F_He_R	40	91	-	12	13	23	12	11	85	-
	Ve_I_He_A	28	85	5	11	13	23	13	6	87	0,09
	Ve_I_He_R	41	90	-	11	13	23	14	11	80	-
	Ve_F_He_A	30	80	5	10	10	26	13	5	86	0,09
	Ve_F_He_R	51	86	-	10	10	26	12	10	76	-
011003	Gr_I_Gr_A	28	92	5	17	15	23	11	-	92	0,05
	Gr_I_Gr_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
011114	Gr_I_Gr_A	32	89	6	15	16	20	14	-	93	0,15
	Gr_I_Gr_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
011115	Ho_I_"Gr"_A	29	94	5	13	14	21	18	10	93	0,17
	Ho_I_"Gr"_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ho_F_"Gr"_A	30	92	5	14	14	22	13	9	89	0,22
	Ho_F_"Gr"_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aa_I_He_A	31	84	5	13	15	15	16	8	89	0,09
	Aa_I_He_R	59	87	-	15	16	15	15	10	88	-
Aa_F_He_A	29	88	5	15	15	15	17	8	91	0,03	

Dato	Prøve	TS	VS	pH	Fedt	Protein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	VFA
		% w/w	% af TS		% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS
011122	Aa_F_He_R	75	88	-	16	17	15	15	9	90	-
	Ho_I_He_A	29	89	5	14	16	15	15	6	90	0,05
	Ho_I_He_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ho_F_He_A	28	90	5	14	15	16	17	10	91	-
	Ho_F_He_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aa_I_Aa_A	25	91	4	19	18	11	18	5	94	0,05
	Aa_I_Aa_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aa_F_Aa_A	25	92	5	18	17	10	24	8	95	-
	Aa_F_Aa_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	020116	Ko_I_He_A	33	82	5	15	15	13	17	9	91
Ko_I_He_R	40	89	-	16	16	13	21	9	92	-	
Ko_F_He_A	34	87	6	15	16	15	17	9	90	0,05	
Ko_F_He_R	63	88	-	15	16	17	15	3	-	-	
Ho_I_He_A	32	89	5	16	16	14	20	13	-	-	
Ho_I_He_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ho_F_He_A	32	89	6	15	15	14	20	15	90	0,04	
Ho_F_He_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
020122	Ho_F_Aa_A	27	92	4	15	16	14	20	8	91	0,07
Ho_F_Aa_R	31	93	-	11	14	24	16	8	92	-	
Ho_I_Aa_A	26	93	4	15	17	10	25	8	94	0,07	
Ho_I_Aa_R	35	91	-	12	17	19	17	8	93	-	
Aa_F_Aa_A	27	91	4	18	16	14	20	10	92	0,10	
Aa_F_Aa_R	36	90	-	11	14	22	17	11	90	-	
020204	Aa_I_He_A	28	86	-	14	15	14	16	10	90	0,05
Aa_I_He_R	47	92	-	12	15	18	18	11	91	-	
Ho_I_"Gr"_A	29	93	-	14	14	19	15	11	91	0,08	
Ho_I_"Gr"_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ho_F_"Gr"_A	30	95	-	18	15	23	14	9	89	0,10	
Ho_F_"Gr"_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ho_I_He_A	29	91	-	13	15	15	18	13	91	0,10	
Ho_I_He_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ho_F_He_A	30	90	-	13	15	17	18	12	91	0,11	
Ho_F_He_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
020220	Gr_I_Gr_A	32	89	6	12	13	19	18	9	91	0,14
Gr_I_Gr_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
020307	Ko_I_Aa_A	27	88	5	17	16	11	19	6	92	0,03
Ko_I_Aa_R	34	87	-	11	14	24	10	4	88	-	
020314	Aa_F_Aa_A	26	91	5	19	17	9	21	9	94	-
Aa_F_Aa_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
020321	Ko_I_He_A	30	81	5	16	18	18	10	1	86	0,03
Ko_I_He_R	33	87	-	8	12	21	12	5	80	-	
Ko_F_He_A	30	83	6	14	16	18	7	1	85	0,05	
Ko_F_He_R	35	87	-	12	13	22	13	6	89	-	
020403	Gr_I_Gr_A	36	89	6	11	12	24	16	8	92	0,02
Gr_I_Gr_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
020408	Ve_F_Aa_A	37	85	4	14	15	13	15	4	92	0,03
Ve_F_Aa_R	40	86	-	10	12	20	11	4	82	-	
Ve_I_Aa_A	27	88	4	16	16	12	17	5	95	0,05	
Ve_I_Aa_R	37	87	-	12	15	20	13	5	85	-	
Aa_F_Aa_A	26	87	4	18	16	12	13	4	94	0,06	
Aa_F_Aa_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Aa_I_Aa_A	25	87	4	17	16	12	14	4	94	0,04	
Aa_I_Aa_R	34	84	-	10	15	21	10	3	84	-	
Ko_F_Aa_A	34	83	4	17	17	10	14	3	93	0,06	
Ko_F_Aa_R	39	80	-	11	15	16	11	5	89	-	
020416	Ma_S_TP_A	32	87	-	13	17	12	0	10	91	-
Ma_S_TP_R	40	83	-	10	12	26	10	6	86	-	

Dato	Prøve	TS	VS	pH	Fedt	Protein	Træstof	Stivelse	Sukker	EFOS	VFA
		% w/w	% af TS		% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af VS	% af TS
020530	Ma_S_TP_A	31	80	-	10	17	15	9	4	86	-
	Ma_S_TP_R	41	86	-	5	9	38	12	3	79	-
020201	Ma_K_A	4	92	-	18	16	10	15	6	94	-
	Ma_K_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
020417	Ma_K_A	6	95	5	34	26	14	2	0	72	-
	Ma_K_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabel 3.6.9: Sammenstilling af de kemiske analyser (Kemiske enkeltkomponenter og brændværdi) for biomasse (A) og rejekt (R) for samtlige prøvetagninger.

Dato	Prøve	Am	Kjeldahl	Org.N	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi	CI
		% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	MJ/kg TS	% af TS
010514	Ho_I_He_A	0,4	2,4	2,0	1,0	0,5	2,8	48	7,2	0,2	20	0,4
	Ho_I_He_R	-	-	-	0,8	0,4	2,3	47	6,7	0,2	20	0,7
	Ho_F_He_A	0,4	2,2	1,8	1,0	0,4	2,9	50	7,6	0,2	21	0,5
	Ho_F_He_R	-	-	-	1,2	0,4	2,6	47	6,9	0,2	21	0,7
	Ve_F_He_A	0,4	2,8	2,5	0,9	0,6	2,7	47	6,9	0,2	20	0,5
	Ve_F_He_R	-	-	-	0,8	0,3	2,2	46	6,8	0,2	20	0,8
	Ve_I_He_A	0,3	1,8	1,5	0,9	0,5	2,7	47	7,0	0,2	20	0,5
	Ve_I_He_R	-	-	-	0,9	0,5	2,6	45	6,6	0,2	20	0,8
010521	Aa_I_Aa_A	0,4	2,5	2,1	1,3	0,4	2,8	47	7,1	0,2	19	0,8
	Aa_I_Aa_R	-	-	-	0,8	0,5	2,3	46	6,7	0,2	21	0,4
	Ho_F_Aa_A	0,4	2,6	2,2	1,2	0,3	3,1	52	8,0	0,2	22	0,5
	Ho_F_Aa_R	-	-	-	1,0	0,5	2,1	46	6,8	0,2	20	0,5
	Ho_I_Aa_A	0,3	2,5	2,1	1,1	0,3	2,9	50	7,6	0,2	21	0,6
	Ho_I_Aa_R	-	-	-	1,0	0,6	2,4	47	6,7	0,2	20	0,5
010531	Ko_I_Aa_A	0,4	2,5	2,1	1,3	0,4	2,9	47	7,2	0,2	19	0,6
	Ko_I_Aa_R	-	-	-	0,8	0,5	2,0	45	6,6	0,2	20	0,4
	Ko_F_Aa_A	0,4	2,2	1,8	1,1	0,3	2,7	47	7,2	0,2	20	0,6
	Ko_F_Aa_R	-	-	-	0,9	0,3	2,1	46	6,7	0,2	20	0,5
010812	Aa_I_Aa_A	0,5	2,9	2,4	1,2	0,4	3,0	48	7,3	0,3	21	1,1
	Aa_I_Aa_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aa_F_Aa_A	0,4	2,8	2,4	1,2	0,4	2,8	47	7,1	0,3	21	1,1
	Aa_F_Aa_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
010821	Gr_I_Gr_A	-	-	-	0,9	0,5	2,4	48	7,1	0,2	21	0,6
	Gr_I_Gr_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
010827	Ho_I_He_A	0,4	2,6	2,1	1,2	0,6	2,7	48	6,8	0,3	20	0,6
	Ho_I_He_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ho_F_He_A	0,4	2,4	2,0	1,1	0,5	2,6	44	6,1	0,3	20	0,7
	Ho_F_He_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
010927	Ve_I_Aa_A	0,4	2,5	2,1	1,3	0,4	2,7	47	6,9	0,3	20	0,8
	Ve_I_Aa_R	-	-	-	0,8	0,5	2,6	47	6,9	0,2	20	0,3
	Ve_F_Aa_A	0,4	2,3	1,9	1,0	0,3	2,6	45	6,6	0,2	19	0,8
	Ve_F_Aa_R	-	-	-	0,8	0,4	2,4	46	6,6	0,2	19	0,5
	Aa_I_Aa_A	0,4	1,6	1,3	1,2	0,4	2,9	50	7,3	0,2	21	0,7
	Aa_I_Aa_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aa_F_Aa_A	0,3	2,4	2,1	1,1	0,3	2,6	48	7,0	0,2	20	0,8
	Aa_F_Aa_R	-	-	-	0,8	0,6	2,4	48	6,9	0,2	21	0,3
011001	Ho_I_He_A	0,3	2,2	1,9	1,1	0,4	2,6	49	7,2	0,2	21	0,4
	Ho_I_He_R	-	-	-	0,9	0,3	2,2	49	7,1	0,2	20	0,5
	Ho_F_He_A	0,3	1,9	1,6	1,0	0,6	2,5	49	7,1	0,2	20	0,4
	Ho_F_He_R	-	-	-	0,8	0,3	2,1	50	7,2	0,2	21	0,5
	Ve_I_He_A	0,3	1,9	1,7	0,9	0,4	2,2	48	6,9	0,2	19	0,3
	Ve_I_He_R	-	-	-	0,8	0,4	2,0	49	7,0	0,2	20	0,4
	Ve_F_He_A	0,3	1,8	1,6	0,9	0,5	2,3	46	6,7	0,2	19	0,3
	Ve_F_He_R	-	-	-	0,7	0,2	1,7	45	6,5	0,2	19	0,3
011003	Gr_I_Gr_A	0,3	2,2	1,9	1,0	0,4	2,5	50	7,3	0,2	22	0,3

Dato	Prøve	Am	Kjeldahl	Org.N	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi	CI	
		% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	MJ/kg TS	% af TS	
011114	Gr_I_Gr_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Gr_I_Gr_A	0,3	2,1	1,8	0,9	0,7	2,6	50	7,0	0,2	20	0,3	
	Gr_I_Gr_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
011115	Ho_I_"Gr"_A	0,3	2,0	1,7	1,0	0,4	2,3	50	7,4	0,2	21	0,3	
	Ho_I_"Gr"_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Ho_F_"Gr"_A	0,4	2,4	2,0	1,1	0,5	2,3	49	7,1	0,2	21	0,3	
	Ho_F_"Gr"_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Aa_I_He_A	0,3	2,0	1,7	1,0	0,5	2,2	45	6,4	0,2	19	0,4	
	Aa_I_He_R	-	-	-	0,9	0,3	2,6	49	7,1	0,2	21	0,5	
	Aa_F_He_A	0,3	2,3	2,0	1,0	0,7	2,7	48	6,9	0,2	20	0,3	
	Aa_F_He_R	-	-	-	0,9	0,4	3,1	51	7,6	0,3	21	0,4	
	Ho_I_He_A	0,3	2,4	2,1	1,1	0,8	2,6	49	7,2	0,3	20	0,3	
	Ho_I_He_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Ho_F_He_A	2,1	2,2	0,1	1,1	0,4	2,4	49	7,1	0,2	20	0,3	
	Ho_F_He_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	011122	Aa_I_Aa_A	0,3	2,7	2,3	1,1	0,4	2,9	50	7,3	0,3	22	0,7
		Aa_I_Aa_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aa_F_Aa_A		0,4	2,4	2,0	1,0	0,3	2,7	51	7,5	0,2	22	1,0	
Aa_F_Aa_R		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
020116	Ko_I_He_A	0,4	2,5	2,1	0,9	0,5	2,4	46	6,9	0,2	19	0,7	
	Ko_I_He_R	-	-	-	0,9	0,4	2,5	49	7,3	0,2	21	0,9	
	Ko_F_He_A	0,2	1,9	1,7	1,0	0,5	2,6	48	7,2	0,2	20	0,7	
	Ko_F_He_R	-	-	-	1,0	0,3	2,5	47	7,0	0,2	20	0,8	
	Ho_I_He_A	0,3	2,6	2,3	0,9	0,5	2,7	48	7,3	0,2	20	0,7	
	Ho_I_He_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Ho_F_He_A	0,3	2,3	2,0	1,0	0,5	2,4	48	7,1	0,2	20	0,7	
	Ho_F_He_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
020122	Ho_F_Aa_A	0,3	2,2	1,9	0,9	0,3	2,4	49	7,4	0,2	21	0,8	
	Ho_F_Aa_R	-	-	-	0,9	0,4	2,3	48	7,1	0,2	20	0,5	
	Ho_I_Aa_A	0,3	2,1	1,8	0,9	0,3	2,9	51	7,6	0,2	22	0,9	
	Ho_I_Aa_R	-	-	-	0,9	0,8	2,7	48	7,2	0,2	20	0,7	
	Aa_F_Aa_A	0,3	2,5	2,2	0,9	0,3	2,4	48	7,2	0,2	21	0,8	
	Aa_F_Aa_R	-	-	-	0,8	0,4	2,4	48	7,0	0,2	20	0,6	
020204	Aa_I_He_A	0,2	3,6	3,4	1,0	0,5	2,4	47	7,1	0,2	20	0,6	
	Aa_I_He_R	-	-	-	1,0	0,3	2,3	49	7,2	0,2	20	0,8	
	Ho_I_"Gr"_A	0,2	1,9	1,7	0,9	0,3	2,3	52	7,6	0,2	21	0,6	
	Ho_I_"Gr"_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Ho_F_"Gr"_A	0,2	2,2	2,0	0,8	0,3	2,5	54	7,9	0,2	22	0,5	
	Ho_F_"Gr"_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Ho_I_He_A	0,2	2,2	2,0	1,0	0,4	2,5	50	7,3	0,2	20	0,6	
	Ho_I_He_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Ho_F_He_A	0,3	2,3	2,1	1,0	0,4	2,5	48	7,1	0,2	20	0,6	
	Ho_F_He_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
020220	Gr_I_Gr_A	0,2	2,1	1,9	0,9	0,3	2,1	47	6,8	0,2	19	0,6	
	Gr_I_Gr_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
020307	Ko_I_Aa_A	0,3	2,5	2,2	1,1	0,3	2,7	49	7,2	0,2	20	0,8	
	Ko_I_Aa_R	-	-	-	0,8	0,5	2,4	48	7,0	0,2	20	0,6	
020314	Aa_F_Aa_A	0,3	2,1	1,7	0,9	0,3	2,8	50	7,6	0,2	22	1,0	
	Aa_F_Aa_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
020321	Ko_I_He_A	0,3	2,1	1,8	1,0	0,6	2,7	50	7,2	0,2	19	0,8	
	Ko_I_He_R	-	-	-	1,0	0,3	2,2	46	6,7	0,2	19	0,5	
	Ko_F_He_A	0,4	2,3	1,9	1,0	0,4	2,7	46	6,7	0,2	19	0,7	
	Ko_F_He_R	-	-	-	0,7	0,2	2,4	46	6,7	0,2	20	0,6	
020403	Gr_I_Gr_A	0,3	1,8	1,5	0,7	0,3	6,9	47	2,1	0,2	20	0,5	
	Gr_I_Gr_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
020408	Ve_F_Aa_A	0,4	2,4	2,0	0,8	0,0	2,7	49	7,4	0,2	20	0,8	
	Ve_F_Aa_R	-	-	-	0,7	0,9	2,1	45	6,6	0,2	19	0,6	

Dato	Prøve	Am	Kjeldahl	Org.N	K	Tot P	Tot N	C	H	S tot	Brændværdi	CI
		% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	% af TS	MJ/kg TS	% af TS
	Ve_I_Aa_A	0,4	2,4	2,0	1,0	0,3	2,9	53	7,9	0,2	20	0,9
	Ve_I_Aa_R	-	-	-	0,7	0,3	2,7	49	7,1	0,2	21	0,5
	Aa_F_Aa_A	0,3	2,4	2,1	0,9	0,3	7,8	51	2,9	0,2	21	0,9
	Aa_F_Aa_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Aa_I_Aa_A	0,4	2,9	2,4	0,9	0,3	2,9	52	7,8	0,2	20	1,0
	Aa_I_Aa_R	-	-	-	0,7	0,4	2,7	47	6,7	0,2	20	0,6
	Ko_F_Aa_A	0,2	-	-	0,8	0,3	2,9	47	7,2	0,2	19	1,0
	Ko_F_Aa_R	-	-	-	0,7	0,4	3,3	46	6,9	0,2	19	1,0
020416	Ma_S_TP_A	-	-	-	1,0	0,3	3,1	48	7,0	0,2	20	0,8
	Ma_S_TP_R	-	-	-	0,7	0,3	2,0	43	6,6	0,2	18	0,6
020530	Ma_S_TP_A	-	-	-	1,8	0,7	2,9	45	6,4	0,3	18	1,3
	Ma_S_TP_R	-	-	-	0,9	0,4	1,7	45	6,4	0,2	19	0,8
020201	Ma_K_A	-	-	-	0,2	0,3	4,6	58	8,5	0,4	26	0,1
	Ma_K_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
020417	Ma_K_A	-	-	-	1,0	0,3	2,8	51	7,5	0,2	21	0,8
	Ma_K_R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

3.7 Assessment of sampling and chemical analysis of source-separated organic household waste

Manuscript submitted to Waste Management

Assessment of sampling and chemical analysis of source-separated organic household waste

Jes la Cour Jansen¹, Henrik Spliid², Trine Lund Hansen³,
Åsa Svärd¹, Thomas H. Christensen³

¹Water and Environmental Engineering, Lund University,
P.O. Box 118, SE-221 00 Lund, Sweden

²Informatics and Mathematical Modelling, Technical University of Denmark,
DK-2800 Kongens Lyngby, Denmark

³Environment & Resources DTU, Technical University of Denmark,
DK-2800 Kongens Lyngby, Denmark

* Corresponding author: email jes.la_cour_jansen@vateknik.lth.se

Key words: solid waste sampling, organic household waste, source separation, chemical characterization, staggered design, components of variance, Kolmogorov-Smirnov test

Abstract

The quality of the waste sampling procedure and chemical analysis was evaluated in a research program on characterization of organic waste obtained after disc screening of source-separated organic household waste. The sampling procedures focused on a truckload of waste and involved several steps of subsampling including shredding, mixing, blending, high-speed-blending, drying and milling prior to analysis of the organic waste with respect to ash content, crude fibers, crude fat, crude protein, sugar, starch, enzyme-digestible organic matter, P, N, C, H, S and calorific value. The statistical evaluation of the procedures involved 10 samples of the same truckload of waste obtained by splitting the sample at each level in the procedure according to a staggered, incomplete nested statistical design. Furthermore one sample was analysed six times over a period of approximately one year. The statistical evaluation showed that no single step in the sampling procedure contributed with excessive variance and that the variance caused by the sampling procedure was approximately the same as the variance in the chemical analysis observed over a year. The variance varied with the analytical parameter but for most parameters the uncertainty was satisfactorily low (of the order of 3-10% expressed as the relative standard deviation, which is considered to be satisfactory for waste characterization).

Introduction

Source separation and biological treatment of organic household waste has been introduced in many Danish cities in recent years as a means of increasing recycling of household waste. Recycling of paper and glass is mandatory in all municipalities and yields 20 - 25% of household waste recycling, but only by including also the organic fraction is it possible to reach recycling goals of at least 50% set by many cities for household waste. The source-separated organic waste is treated by composting or by anaerobic digestion with the intension of using the treated waste as a soil amendment.

The composition of the source-separated organic fraction of household waste that is biologically treated may vary depending on several local factors: The sorting criteria specified by the municipality for use by the households, the efficiency of the citizens in sorting properly, the collection system including the types of collection bags used in the kitchen (paper, plastic) and local storage bins (containers, paper sacks) and finally the pretreatment that is used (disc screen, screw separator, magnetic separator etc.) prior to the biological treatment. The composition of the waste is a key parameter in assessing the potential of nutrient (N, P and K) and carbon (C) recovery as well as the potential for biogas production both on a national/regional level and with respect to identifying the most efficient systems.

One major problem in obtaining reliable data on the composition of source-separated organic household waste is the difficulty in obtaining a representative sample for analysis in the laboratory. This problem is well known with solid waste in general: A collection truck holds maybe 2-5 ton of waste, which is very inhomogeneous both physically and chemically, and the chemical analysis performed in the laboratory may need only 1-2 gram of material. The sampling procedure is costly if good representativity is needed and usually case specific approaches are used in order to obtain as many samples as possible for the resources available. However, often the procedures are not well described and their reliability is not assessed.

The purpose of this paper is to provide a detailed description and statistical assessment of the sampling procedure that we recently applied in a project for the Danish EPA, where we sampled and chemically characterized source-separated organic household waste from five Danish cities representing different approaches to recycling of organic household waste.

Materials and methods

Routine sampling procedure

The organic waste studied originated from full-scale urban source-separation schemes or experimental schemes that had been in operation for more than six months. The organic waste was separated by the citizens in their kitchen in special bags, brought to local bins that were emptied weekly or every second week by ordinary waste collection crews. The waste was collected in compacting trucks holding 2-4 tons per load and transported to the pretreatment facility, in some cases after transfer to long-haul vehicles.

The sampling procedure described below and statistically evaluated is the procedure used for waste subject to disc screening only. This yields the most inhomogeneous waste and, thus, this procedure is believed to be the one most vulnerable to uncertainty. The procedure has been applied to the source-separated organic waste after disc screening and focuses on the amount of waste contained in a single truckload.

The field sampling procedure routinely used is shown in Figure 1. The disc-screened waste from one truck was piled on a clean concrete slab. Randomly in the pile, waste was sampled by a shovel to a wheelbarrow, the pile was spread further out and more samples were taken until about 10% of the waste had been sampled, typically about 300 kg. This subsample was shredded twice and piled on a plastic liner on the floor. The shredded waste was mixed by a shovel and randomly from the pile approximately 20-30 kg were collected in a clean plastic barrel supplied with a lid. This sample was taken to the laboratory.

The laboratory sampling procedure is shown in Figure 2. The waste sample in the barrel was mixed with a shovel after arrival in the laboratory. About half of the sample was blended in a large blender and samples for volatile parameters were taken. Afterwards water was added to improve the blending and size reduction. About 20% of the original sample, now amounting to about 4 kg including the water added, was transferred to a high-speed blender and homogenized further after more water was added. The sample now became a green-brownish thick gravy, which was transferred to aluminium foil trays for drying at 80 °C until constant weight. The dry thin breads of organic sample were afterwards milled in a small hammer mill with a 2 mm screen. The finely grained sample was afterwards chemically analysed.

Chemical characterization

Standard environmental and feedstuff analytical procedures were used to characterize the organic waste.

The wet sample taken after blending of the waste (before water was added) was characterized in terms of volatile components (volatile fatty acids, ammonia), water content and pH.

The dried sample obtained after the full procedure described above was used for characterization in terms of:

- Direct measure of organic matter: Volatile Solids, calorific value and EDOM (Enzyme Degradable Organic Matter)
- Specific analyses of organic matter: Fat, protein, crude fiber, starch and sugar
- Basic elements involved in biological conversion: Carbon, hydrogen, nitrogen and sulphur
- Basic elements being important nutrients: Kjeldahl–nitrogen, phosphorous (P) and potassium (K)
- Other elements, potentially inhibiting: Chloride

Testing of sampling procedure

In order to assess the routine sampling procedure, a special effort was made on a single occasion involving sampling of multiple samples according to a staggered statistical design. The basic idea was to find the overall uncertainty of the full procedure from sampling in the field, sample preparation in the laboratory and chemical analysis and to identify any step in the procedure significantly contributing to the overall uncertainty.

The chemical parameters involved in the statistical analysis are those made on the dried sample since only these represent the full sampling procedure and chemical analysis.

Statistical approach and results

Statistical sampling design

The design of the experiment is a so-called staggered design and is an incomplete nested design as shown in Figure 3 (Bainbridge, 1965; ISO 5725-3). The complete nested design appearing in Figure 3 requires 32 samples, as each sample is split into two subsamples at every step in the procedure not including the full amount of the waste sample. However, a special design involving only 10 measurements was actually performed. The advantages of this design is that all the levels in the hierarchy are assessed with the same relative precision, thus being a much more economical design compared to conventional designs. The samples actually taken are shown in the right side of Figure 3. The number to the left of the parentheses is the high-speed blender (h-s blender) number while the indices inside the parenthesis are part of the pile (i), shredder (j), barrel (k) and blender (l) number, respectively, giving m(ijkl), the high-speed blender number within part, shredder, barrel and blender. The indexing is further explained below.

The sampling design took the starting point in the pile of organic waste on the concrete slab that was divided in two parts (P) indexed by i being either 1 or 2. The second sampling level is indicated by the collection in the wheelbarrow and shredding of the waste (S) with index j. From each part two shredded samples were taken, and j is 1 or 2 within each part.

For two of the shredded wastes only one barrel (B) was formed, while from each of the remaining two shredded wastes two barrels were formed. Thus the third index k indicates the barrel within shredder, showing the value 1 at two of the shredded wastes and 1 or 2 at the other shredded wastes. Thus a total of six barrels were formed from the four shredded wastes.

At the fourth level two blended (I) samples, indexed l, were formed from two of the barrels and only one sample from the remaining four barrels. Thus the index l takes the value 1 or 2 for two blended samples, and 1 if only one blended sample was formed from the barrel.

Finally at the fifth level two high-speed blended (D) samples, indexed m, were formed for two of the blended samples and only one for the remaining six blended waste samples.

Table 1 shows the described indexing (from bottom and upwards in Figure 3) and also the data for the measurement of parameter EDOM (enzyme-digestible organic matter).

The mathematical model for this design, for example, Y being the response variable EDOM, can be written as

$$Y_{ijklmn} = \mu + P_i + S(P)_{j(i)} + B(PS)_{k(ij)} + I(PSB)_{l(ijk)} + D(PSBI)_{m(ijkl)} + \varepsilon_{n(ijklm)}$$

where the random terms P, S(P), B(PS), I(PSB), D(PSBI) (properly indexed) are components of variance describing variation between parts, shredder samples within parts, between barrels, samples within shredders, between blenders within barrels and between high-speed blenders within blenders, respectively. Finally $\varepsilon_{n(ijklm)}$ is the measurement error experienced at the laboratory where the samples are analysed. The parenthesis notation indicates the hierarchy of the variation. In the design two measurements were taken at the laboratory for all 10 samples, such that the index n has the value 1 or 2.

In the study two different laboratories performed the chemical analyses. Half of the measurands were analysed by Laboratory 1 and the remaining measurands were analysed by Laboratory 2. Laboratory 1 made double determinations, whereas Laboratory 2 made only one determination.

Analysis of variance

In a complete nested design the data are analysed using a standard nested analysis of variance technique, but because of the incompleteness of the design, the analysis must be based on a more general approach. The details of this technique are considered beyond the scope of the present discussion. However, the analysis of variance of one measurand, EDOM is presented in detail in Table 2.

Table 2 shows that the coefficients for a component of variance, for example σ_i^2 (the variance between blenders within parts, shredders and barrels), are not very different in the mean squares where the component appears. Thus, for example when testing the B(PS)-term, it is reasonable to use the I(PSB)-term directly, giving an approximate F(2,2)-value = $2.467/2.477 = 1.00$ and corresponding p-value = 0.50. The table indicates, that the variation between high-speed blender samples (within blenders, parts, shredders and barrels) is of the same order of magnitude as the variation between the two measurements taken on the same final sample. The measured variation between blenders, I(PSB), barrels, B(PS), and shredders, S(P), are all of the same order of magnitude and not significantly different. Finally, the variation between parts is significant in this table.

This methodology of analysis leads to two apparently significant sources of variation, namely the variation between parts and variation between blender samples. All the measurands considered were analysed along the same lines expecting that other measurands would show similar significant difference between samples at the same levels in the sample hierarchy. However, no systematic pattern was found by the described technique for analysis of variance. This suggests that no single step in the procedure, or in statistical terms a specific level in the hierarchy, in general is particularly the cause of variance in the data.

Nonparametric analysis of levels in the hierarchy

Instead of analysing the data each measurand at a time an attempt has been made to analyse each division level across all the measurands. As an example the level 'part' is chosen. For all measurands the test of 'part' in the analysis of variance is performed as shown in Table 2. For all levels in the hierarchy cases an F-test quantity and the corresponding p-value is computed.

Assuming that there is no variation induced from the source of variation 'part' the p-values will be uniformly distributed over the interval [0, 1]. Table 4 shows in the first row all p-values for 'part' organised according to measurands. The other rows contain the p-values for the other levels of variation.

The test for uniform distribution of the p-values can be carried out as a Kolmogorov-Smirnov test or an Anderson-Darling test (Stuart et al., 1999). The details of these tests are left out here, but they can be illustrated as shown in Figures 4 and 5.

Figure 4 plots the empirical cumulative distribution of the p-values together with the uniform distribution being the straight line from (0,0) to (1,1). The two other lines are 5% significance limits for the empirical distribution. If the empirical distribution stays within the significance limits the hypothesis of uniformly distributed p-values cannot be rejected at a 5% level of significance. The Anderson-Darling test tests the same hypothesis, but its power is somewhat better and a little more emphasis is put on the upper and lower parts of the distribution. Both tests indicate that the variation related to the high-speed blender level is significant when compared to the residual variation. In this test the residual variation is assumed to be measured in two independent samples taken from the same high-speed blender. However, in the present investigation the two measurements were made as double determinations on the same sample and hence the variation between these double determinations presumably underestimates the variation between independent samples from one high-speed blender level. Thus, in our opinion, the significant variation between high-speed blender samples is probably due to the analytical procedure and hardly an expression of real variation induced at the high-speed blender level.

No general signs of significant variation are seen at the other levels. In the lower right figure all p-values for all levels except the high-speed blender level are tested and generally all these p-values can be assumed to be uniformly distributed in the interval [0, 1].

For the remaining measurands only one determination was made, due to shortage of sample material, making the high-speed blender level the final level of variation. The design, of course, is the same as shown above. The analysis of variance method is similar, and again only few significant variations were found. The resulting p-values for these measurands for the different levels of variation are shown in Table 5.

The test for uniform distribution of the p-values is again carried out as a Kolmogorov- Smirnov test or an Anderson-Darling test. The results are very similar to the above results as seen in Figure 5. Generally no signs of significant variation are seen at the other levels. Again in the lower right part of Figure 5 all p-values for all levels except the high-speed blender level are tested and generally all these p-values can very well be assumed to be uniformly distributed in the interval [0, 1].

Analysis of variation from repeated analysis of samples

In order to assess the analytical quality of the participating laboratories one sample was prepared and subsamples from it were sent to the analytical laboratories along with the samples from the routinely sampled organic source-sorted household waste. The sample was analysed six times during the experimental period of about a year.

The results reported by the two laboratories on principally identical samples are shown in Table 6. In that same table the standard deviation assessed by the variation between high-speed blender samples in the experiment is given in the last line. No trends or outliers are seen.

One important observation is that the standard deviations judged by the variation between high-speed blender samples generally do not deviate significantly from the standard deviations estimated from the repeated analysis. When judging the figures it should be born in mind that the high-speed blender standard deviations are based on only two degrees of freedom (and therefore somewhat imprecise) but the ratios between these two sets of standard deviations are neither systematic nor large.

This result demonstrates that the high-speed blender variation observed in the waste sampling study is representative for the measurement uncertainty in the experiment. Since the uncertainties observed in the sampling study and in the repeated analysis of the samples over time are comparable there is no indication that the sampling procedure is inadequate adding significant additional uncertainty at any specific level of the procedure.

Conclusions

With EDOM as an example it was possible to find a few statistically significant sources of variation related to the levels in the waste sampling procedure for some of the measurands. However none of these significant sources of variation are general in the sense that they are common to several measurands. In fact, the number of single significant results does not exceed what under all circumstances would be expected. It may therefore be concluded that no additional variance or inhomogeneities seem to be introduced at any of the levels in the sampling procedure for the source-separated organic household waste. The six repeated independent analysis of a single sample showed that the analysis of the individual measurands is stable and exhibit a reasonable level of variation comparable to what was found in the analysis of the sampling procedure.

The variance varied with the analytical parameter but for most parameters the uncertainty was satisfactorily low (of the order of 3-10% expressed as the relative standard deviation, which is considered to be satisfactory for waste characterization).

The overall conclusion is that the waste sampling procedure and analysis is reasonably representative of the waste contained in a single truck and the uncertainty of the data is reasonable low.

The statistical design applied indicates that valuable information about the quality of the waste sampling procedure and chemical analysis can be obtained without taking an excessive number of samples. In the case presented 10 samples were needed, which is nine additional samples since one sample should have been taken anyway. The overall research programme contained a total of 68 field samples, and

only about 13% of the samples had to be analysed in order to document the quality of the waste sampling procedure.

References

Bainbridge, T.R., 1965, Staggered nested designs for estimating variance components, *Industrial Quality Control* **22** 12-20.

International Organisation for Standardisation, 1994, Accuracy (Trueness and Precision) of Measurement Methods and Results, ISO 5725-3, Geneva.

Stuart, A., Ord. J.K., Arnold, S., 1999, Kendall's Advanced Theory of Statistics, 6th ed., Oxford University Press Inc., New York.

Legends

Figure 1: Field sampling procedure.

Figure 2: Laboratory sampling procedure.

Figure 3: Completed nested design with indication of the actual samples.

Figure 4: Illustration of Kolmogorov-Smirnov test (Laboratory 1).

Figure 5: Illustration of Kolmogorov-Smirnov test (Laboratory 2).

Table 1. The indexing and analytical results of EDOM (% of VS).

Table 2. Results from the analysis of variance of EDOM (% of VS).

Table 3. Results of the analysis of variance for "parts" (EDOM, % of VS)

Table 4. p-values for the measurands for different levels related to Laboratory 1.

Table 5. p-values for the measurands for different levels related to Laboratory 2.

Table 6. Results of repeated analysis of the same sample and the variance observed in the analysis of the sampling procedure represented by the variance at the level of the high-speed blender (right column).

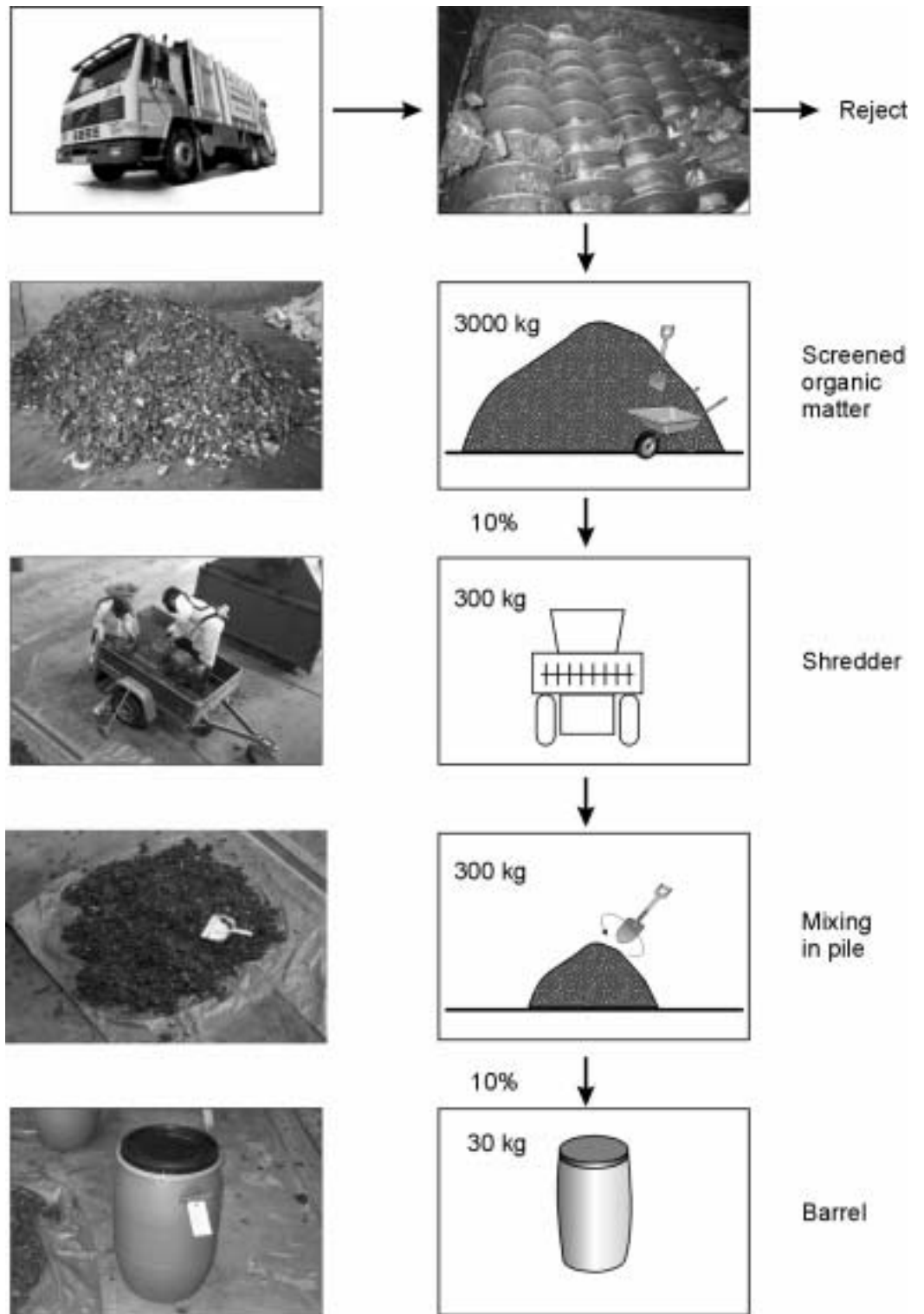


Figure 1: Field sampling procedure

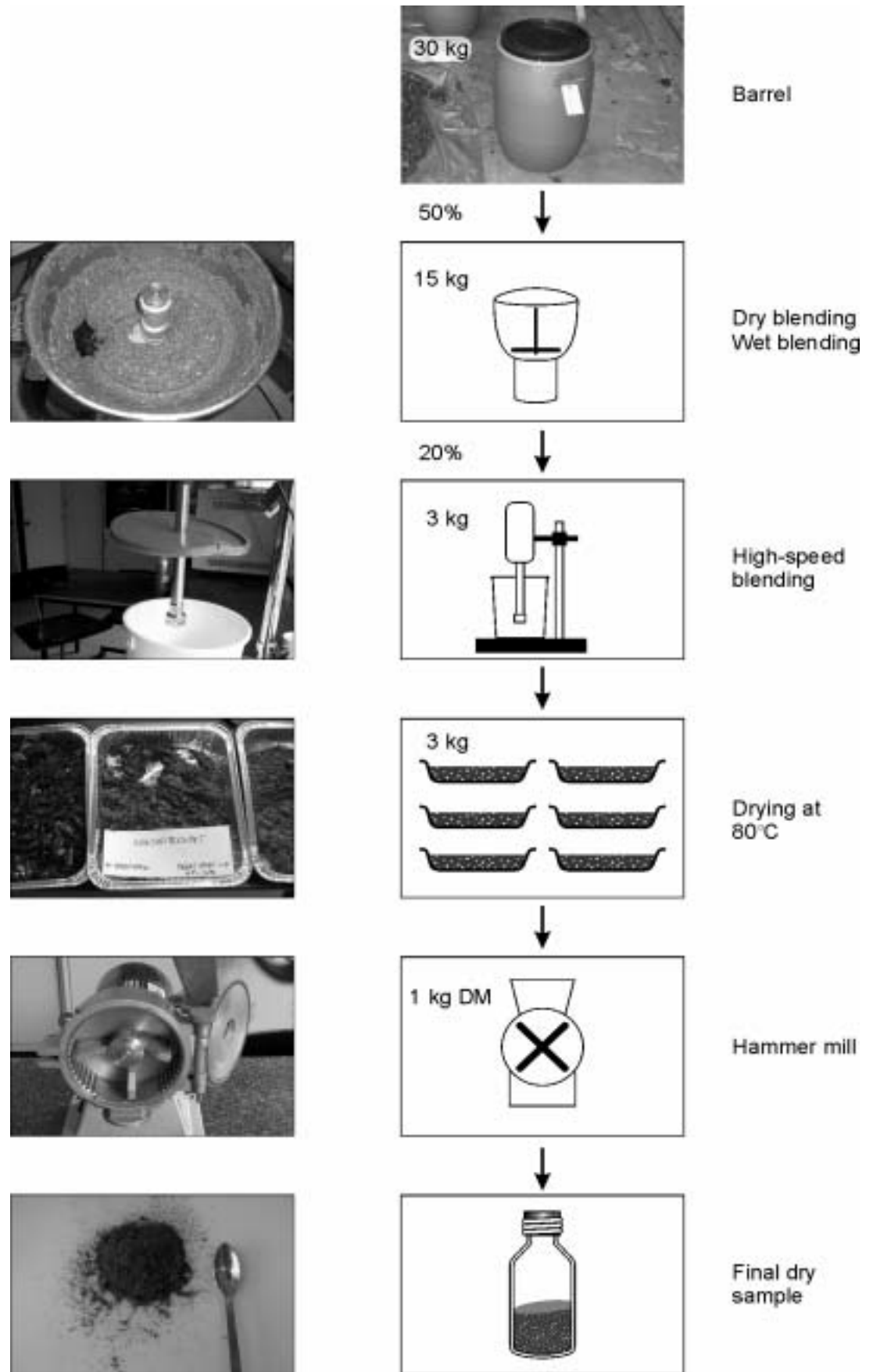


Figure 2: Laboratory sampling procedure

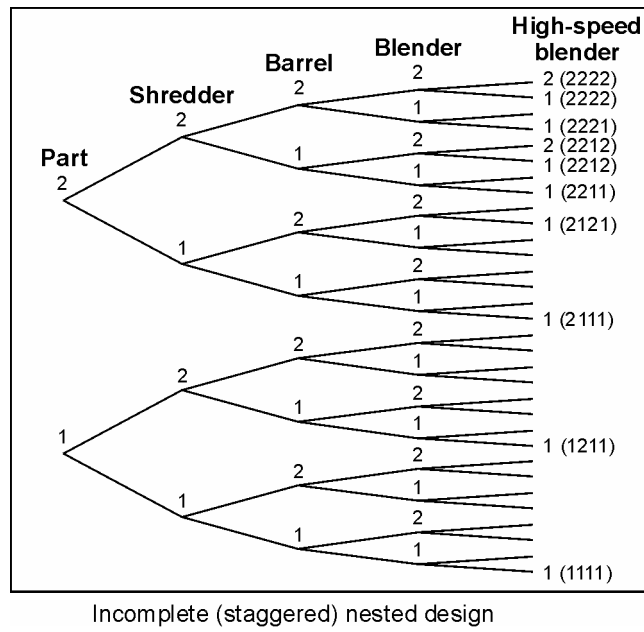


Figure 3: Nested design with indication of the staggered design showing the actual samples.

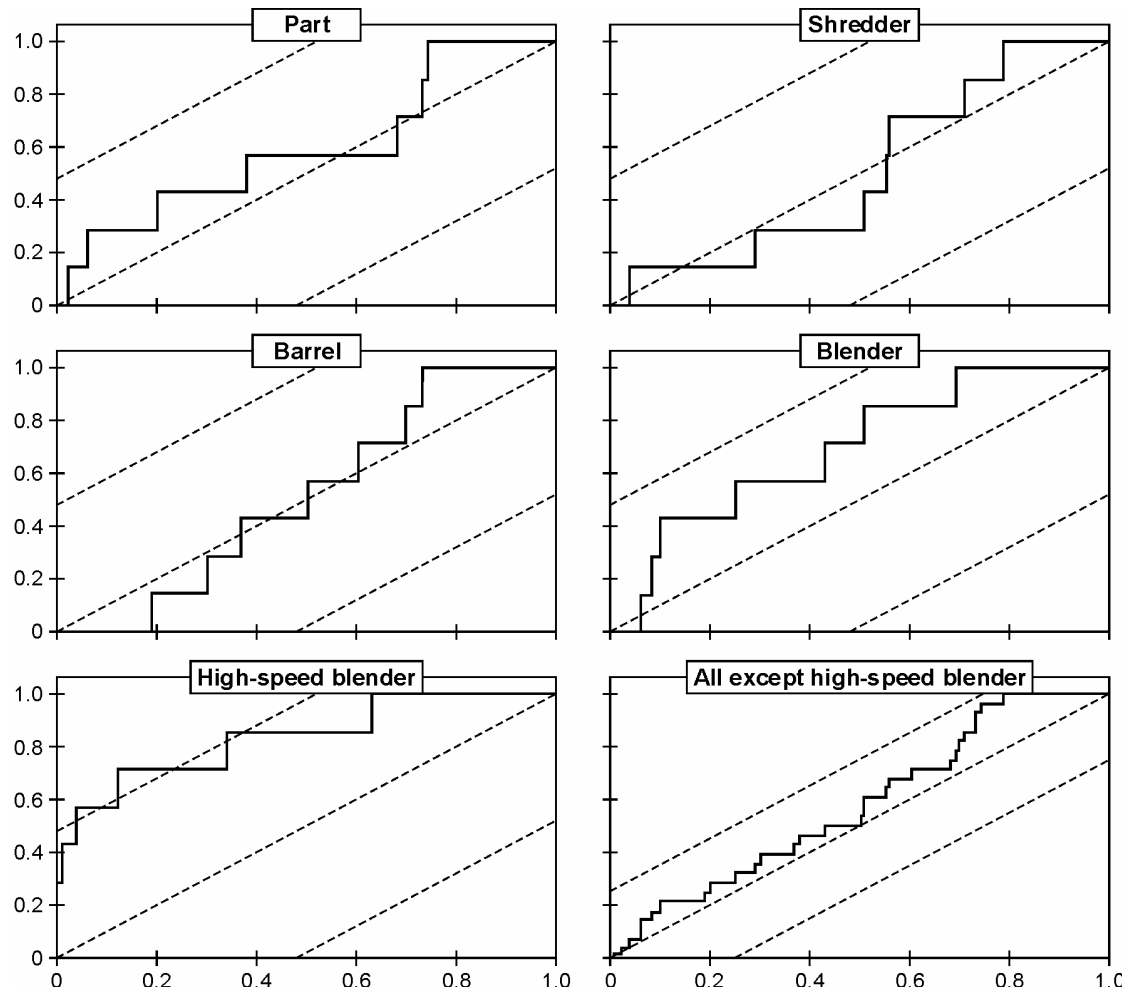


Figure 4: Illustration of Kolmogorov-Smirnov test (Laboratory 1). The abscissa axis shows observed p-values and the ordinate axis is the cumulative probability.

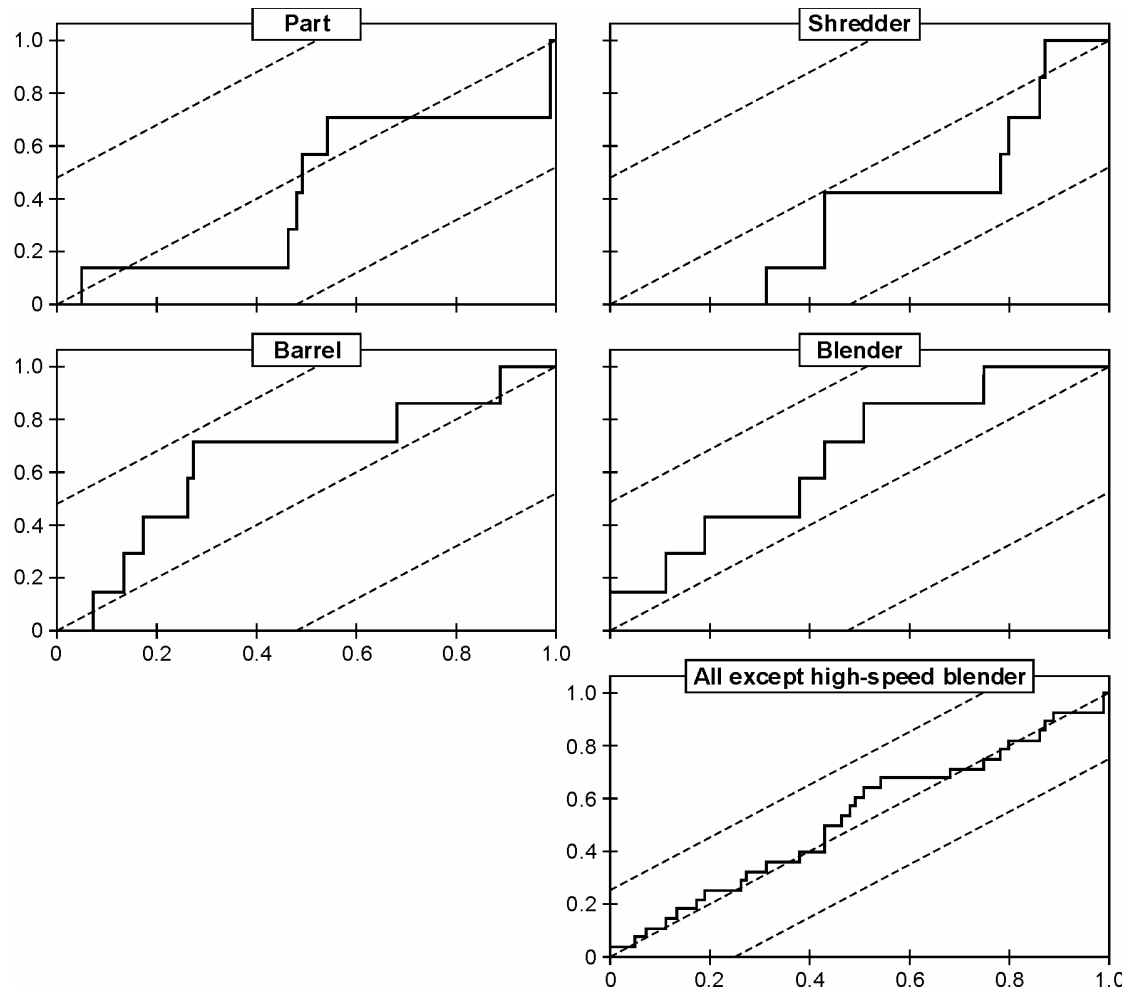


Figure 5: Illustration of Kolmogorov-Smirnov test (Laboratory 2). Empirical distribution of p-values and 95% confidence limits. The abscissa axis shows observed p-values and the ordinate axis is the cumulative probability.

Table 1. The indexing and analytical results of EDOM (% of VS).

Sample number	Part i	Shredder j	Barrel k	Blender l	H-s-blender m	Measurements	
						Result 1	Result 2
1	1	1	1	1	1	84.2	86.4
2	1	2	1	1	1	83.5	83.4
3	2	1	1	1	1	86.5	87.2
4	2	1	2	1	1	87.9	88.5
5	2	1	2	2	1	88.3	88.2
6	2	1	2	2	2	88.5	89.1
7	2	2	1	1	1	86.7	86.9
8	2	2	2	1	1	86.5	86.8
9	2	2	2	2	1	88.5	88.6
10	2	2	2	2	2	88.6	88.5

Table 2. Results from the analysis of variance of EDOM (% of VS).

Source of variation	Sum of squares	Degrees of freedom	Mean squares	Expected mean squares by components of variance	Approx. F-value	p-value
P	33.094	1	33.094	$\sigma_{\varepsilon}^2+2\sigma_D^2+2.1\sigma_I^2+2.4\sigma_B^2+3.1\sigma_S^2+6.3\sigma_P^2$	16.34	0.06
S(P)	4.050	2	2.025	$\sigma_{\varepsilon}^2+2\sigma_D^2+2.3\sigma_I^2+3.0\sigma_B^2+4.7\sigma_S^2$	0.82	0.55
B(PS)	4.933	2	2.467	$\sigma_{\varepsilon}^2+2\sigma_D^2+2.3\sigma_I^2+3.0\sigma_B^2$	1.00	0.50
I (PSB)	4.954	2	2.477	$\sigma_{\varepsilon}^2+2\sigma_D^2+2.7\sigma_I^2$	16.38	0.06
D(PSBI)	0.303	2	0.151	$\sigma_{\varepsilon}^2+2\sigma_D^2$	0.49	0.63
Residual: ε	3.110	10	0.311	σ_{ε}^2		
Total	19.608	10	0.102			

Table 3. Results of the analysis of variance for "parts" (EDOM, % of VS), reduced.

Source of variation	Sum of squares	Degrees of freedom	Mean squares	Expected mean squares by components of variance	Approx. F-value	p-value
P	33.99	1	33.99	$\sigma_{\varepsilon}^2+2.1\sigma_I^2+6.3\sigma_P^2$	14.04	0.01
I (PSB)	14.53	6	2.42	$\sigma_{\varepsilon}^2+2.5\sigma_I^2$	8.52	0.001
Residual: ε	3.41	12	0.28	σ_{ε}^2		
Total	19.608	19	0.10			

Table 4. p-values for the measurands for different levels related to Laboratory 1.

Level of variation	Ash	Crude fat	Crude protein	Crude fibers	Sugar	Starch	EDOM
Part	0.38	0.20	0.73	0.74	0.02	0.68	0.06
Shredder	0.71	0.29	0.51	0.04	0.79	0.56	0.55
Barrel	0.19	0.73	0.30	0.60	0.70	0.37	0.50
Blender	0.51	0.69	0.10	0.43	0.25	0.08	0.06
H-s blender	0.12	0.001	0.34	0.04	0.008	0.001	0.63

Table 5. p-values for the measurands for different levels related to Laboratory 2.

Level of variation	Volatile solids	P	N	C	H	S	Calorific value
Part	0.48	0.05	0.46	0.49	0.99	0.99	0.54
Shredder	0.31	0.80	0.86	0.43	0.78	0.43	0.87
Barrel	0.89	0.68	0.13	0.26	0.07	0.27	0.17
Blender	0.19	0.11	0.75	0.38	0.43	0.001	0.51
H-s blender	-	-	-	-	-	-	-

Table 6. Results of repeated analysis of the same sample and the standard deviations observed in the analysis of the sampling procedure represented by the standard deviation at the level of the high-speed blender (right column).

	Same sample analysed six times ^{1,2}									Sampl proc.
	1	2	3	4	5	6	Mean	St.dev.	Rel.sd.	
¹ Ash, %TS	13.00	14.30	12.75	13.05	12.90	13.15	13.19	0.56	4.25%	0.6
¹ Crude fat, %TS	14.70	13.50	14.70	13.95	13.90	114.60	14.23	0.51	3.5%	1.6
¹ Crude protein, %TS	16.55	16.45	16.60	16.60	16.35	16.20	16.46	0.16	0.97%	0.13
¹ Crude fibers, %TS	15.25	14.10	13.65	15.40	14.55	14.30	14.54	0.68	4.7%	0.6
¹ Starch, %TS	-	13.45	14.05	13.05	12.95	13.10	13.32	0.45	3.4%	0.4
¹ Sugar, %TS	-	9.30	10.30	7.00	7.05	7.55	8.24	1.48	18.0%	0.9
¹ EDOM, %VS	96.10	98.70	97.40	98.10	99.45	99.65	98.23	1.34	1.4%	0.4
² Volatile solids, %TS	86.0	86.0	87.0	87.0	86.7	86.7	86.57	0.46	0.53%	0.5
² Phosphorous, P, %TS	0.54	0.46	0.50	0.40	0.42	0.42	0.46	0.054	11.9%	0.02
² Nitrogen, N, %TS	2.6	2.8	2.7	2.6	2.9	2.8	2.73	0.12	4.4%	0.1
² Carbon, C, %TS	46	48	47	46	47	47	46.83	0.75	1.6%	0.5
² Hydrogen, H, %TS	6.9	7.2	6.9	6.8	7.3	7.2	7.05	0.21	2.9%	0.1
² Sulphur, S, %TS	0.24	0.22	0.23	0.20	0.21	0.20	0.217	0.016	7.5%	<0.1
² Calorif. value, MJ/kg	20.1	20.4	20.2	20.0	20.0	20.1	20.13	0.15	0.75%	0.3

^{1,2}: Refers to Laboratory 1 and Laboratory 2, respectively.

4 Biogaspotentiale og pilotskala forsøg

4.1 Measurement of Methane-Potentials of Solid Organic Waste

Technical Note submitted for publication in Waste Management
January 2003

Trine L. Hansen^a, Jens Ejbye Schmidt^a, Irimi Angelidaki^a,
Emilia Marca^a, Jes la Cour Jansen^b, Hans Mosbæk^a & Thomas H. Christensen^{a*}

^aEnvironment & Resources DTU
Technical University of Denmark
Kongens Lyngby, Denmark

^bDepartment of Water and Environmental Technology,
Lund Institute of Technology, University of Lund,
Lund, Sweden

*Corresponding author:
Thomas H. Christensen,
Environment & Resources DTU
Building 115,
Technical University of Denmark
DK-2800 Kgs. Lyngby
Denmark

Phone: (+45) 4525 1603
Fax: (+45) 4593 2850
E-mail: thc@er.dtu.dk

Key words: Methane, biogas, organic waste, characterization, laboratory measurement

Summary

A laboratory procedure is described for measuring methane potentials of solid waste. Triplicate reactors with 10 g of volatile solids are incubated at 55 °C with 400 ml of inoculum from a thermophilic biogas plant and the methane production is followed over a 50 day-long period by direct measurement of methane on a gas chromatograph. The procedure involves blanks as well as cellulose controls. Methane potentials have been measured for source separated organic household waste and for individual waste materials. The procedure has been evaluated with respect to practicality, workload, detection limit, repeatability and reproducibility as well as quality control procedures.

Introduction

Several batch methods exist for measuring methane potentials of waste. The basic approach is to incubate a small amount of the waste with an anaerobic inoculum and measure the methane generation usually by simultaneous measurements of gas volume and gas composition. However, the technical approaches in terms of pretreatment of the sample, inoculum, gas measurement technique and incubation vary significantly among the published methods (Adani et al., 2001, Eleazer et al., 1997, Harries et al., 2001, Heerenklage et al., 2002, Owen et al., 1978, Owen et al., 1993). Some of these differences originate from the purpose of measuring the methane potential and from the type of waste samples measured. Most of the methods are geared to either very homogenous samples such as sewage sludge or to samples with low methane potentials such as waste from old landfills or biologically pretreated waste.

At the Technical University of Denmark (DTU) we have adapted and modified existing procedures, in particular inspired by Angelidaki and Ahring (1997), into an easy-to-operate and fast method of measuring methane potentials of solid waste samples generating high amounts of methane. We here describe the procedure and the experiences obtained from measuring methane potentials of more than 100 waste samples during a 2-year period.

The method was used to characterize organic waste, separated from household waste, with respect to methane potential as relevant in the context of treatment by anaerobic digestion. The main goal was to determine a methane potential, e.g. in terms of STP (STP: standard temperature and pressure) ml CH₄ per g of organic waste expressed as volatile solids (VS), determined reliably with a reasonable incubation period and with a minimum of work load. The methane generation as a function of time may occasionally also be of interest for identification of inhibition or adaptation. These priorities have fostered a procedure including extensive homogenization of the solid waste sample, a large inoculum, incubation at 55 °C for 50 days, and direct measurement by a gas chromatograph (GC) of CH₄-mass produced.

Materials and Equipment

The following materials and equipment are used:

- Two-l glass bottles with a thick rubber septum (chlorobutyle rubber, Apodan Nordic, Copenhagen, Denmark) are used as reactors. The exact volume of each bottle is determined by weighting the water contained in the bottle.
- An incubator at 55°C for the incubation.

- Inoculum from a thermophilic biogas plant.
- A 1 ml glass syringe with pressure lock (VICI, Precision Sampling Inc., Baton Rouge, LA, USA) to allow sampling of a fixed volume at actual pressure from the reactors.
- Gas chromatograph (Shimadzu GC 14A) equipped with a thermal FID detector and methane standards (0,5-100% \pm 5% rel.) in nitrogen (Mikrolab, Aarhus, Denmark). A linear calibration curve based on 5 different methane concentrations (0.5-100% \pm 5% rel. in nitrogen) is used for calibration. For every analytical series, one methane standard (30% in nitrogen) is measured. The actual content of methane in the samples is calculated based of this standard.
- A 1:1 mix of Avicel (Fluka, Sigma-Aldrich, Vallensbæk Strand, Denmark) and cellulose powder (Bie & Berntsen, Rødovre, Denmark) is used as standard substrate in the controls.

The DTU-methane-potential-measurement

Preparation of the waste

Significant heterogeneity and a wide range of particle sizes characterize solid organic waste separated from household waste. However, only a few grams of waste is used in the measurement in order to manage the gas collection in a practical way and allow several replicates, and thus the waste must be homogenized to secure representative sampling of the waste.

The field sampling procedure is described by Jansen et al. (2002), while we here describe the procedure applied in the laboratory on a sample of 20-30 kg of shredded organic waste being the outcome of the field sampling procedure.

In the laboratory, the waste sample is first blended, without the addition of water, in a large industrial blender (KW A/S, Humlebæk, Denmark) to reduce particle size and mix the sample. A large subsample (1-2 kg) is taken for determination of dry matter content of the original sample. Thereafter, water is added to the blender (the dry matter content is typically about 25%) and the sample is further blended. After homogenization, a subsample of about 1 kg is transferred to a high-speed blender (Ultra Turrax, T45/N, Jake & Kunkel KG, IKA Werk, Staufen in Breisgau, Germany) and diluted to a dry matter content of 10%. The sample is blended for about 5 minutes. The sample now has an appearance as thick gravy and a small subsample can easily be drawn for determination of dry matter, volatile solids and for the methane-potential measurement. The sample may be frozen and stored for later determination of the methane-potential, as we often have run 5-15 waste samples in each series.

Inoculum

An active inoculum from a thermophilic biogas plant is needed. We use inoculum from Vegger Biogasanlæg, Aalborg, a biogas plant in Denmark treating primarily manure together with some industrial organic waste and occasionally household organic waste. The plant is operating at 55°C.

The inoculum is transported in a 25 l container by a delivery service guarantying delivery within 48 h. The temperature drops to ambient temperature during delivery, but is always kept above the freezing point. In order to readapt the inoculum to 55°C, ensure degradation of easily available organic matter still

present in the inoculum, and remove dissolved methane, the inoculum is stored with an anaerobic headspace for three days in the 55°C incubator.

Set-up of measurement

The test is carried out as triplicate batch experiments.

During stirring of the inoculum, 400 ml of inoculum is transferred to all reactors (the reactors are placed on a scale). For each waste sample, three reactors are picked randomly and during stirring each reactor is supplied with 100 ml of sample (10% DM, 80-90% VS). Each reactor now contains about 2g VS/100 ml solution, which is suitable in order to avoid acidification of the process. After set-up the reactors are flushed for 2 minutes with an anaerobic gas (80% N₂ and 20% CO₂) to insure anaerobic conditions in the headspace of the batches.

The headspace of each batch is calculated by subtracting the added amount of inoculum and substrate (assuming the density of substrate and inoculum is 1g/mL) from the volume of the bottle.

The reactors are now placed in the incubator at 55°C (± 1°C). During the experiment the batches are occasionally shaken and moved around in the incubator to compensate for any minor variation in temperature in different parts of the incubator. The incubation time is 50 days.

For each run, three blanks with only water and inoculum are included to measure the methane production originating from the inoculum. In addition, three controls (primarily to check the quality of the inoculum) are performed with cellulose as a reference substrate.

The reactors are monitored several times during the incubation. After 50 days the experiment is stopped. pH is measured in the reactor and samples for volatile fatty acids (VFA) and nitrogen content are taken. These samples are typically frozen and only analyzed if the methane potential is low and inhibition by ammonia or VFA accumulation is suspected.

Monitoring

The methane content in the headspace of the reactors is measured regularly (15-20 times) throughout the 50 days of incubation. During the first week daily measurements are necessary. Later it is sufficient to measure once a week.

Gas samples (0.2 ml) are taken from the headspace of the reactors through the septum with a syringe with pressure lock. The pressure lock is closed when the needle of the syringe is inside the reactor headspace, the syringe is redrawn and the sample is injected directly into the gas chromatograph. The amount of gas removed due to the measurements is relatively small (the volume of all gas samples is less than 0.7% of the headspace) and the results are thus not significantly affected by the induced change in actual headspace pressure.

The amount of substrate in the reactors produces approximately 6 l of biogas during the 50 days of incubation. It is therefore necessary to release gas during the experiment to avoid build-up of too high pressure in the reactor leading to leakage of gas. The pressure is always kept below 2 bars, and any significant pressure build-up is easily identified from the shape of the rubber septum. By inserting a hospital needle in the rubber stopper the pressure is released. This is done under a hood and the amount released is calculated from measurement of the methane

content in the headspace of the reactor before and after the release. During the first week the gas is released 3-4 times due to a very high gas production. Later the gas is released only occasionally. Typically 80-90% of the methane potential is produced during the first 8-10 days.

Data treatment and presentation

Based on volume of the headspace of each reactor and CH₄ content per 0.2 ml of headspace as measured directly on the GC, the produced amount of methane is determined. The measurements including the gas releases are transferred into accumulated CH₄ as a function of incubation time.

The methane production from the inoculum (blanks) is subtracted from the methane production of the waste samples. The result thus represents only the methane production from the waste and not from the inoculum. At very low gas productions the uncertainty on the results increases, because the difference between the waste samples and the control samples might not be significant. If the methane potential is low the ratio of waste sample to inoculum should be increased.

The actual temperature (T_m) and atmospheric pressure (P_m) were measured every day that the measurement of methane is performed (X_m). These values were used to determine the gas content at standard temperature and pressure (X_{STP}) according to:

$$X_{STP} = X_m \cdot \frac{T_{Standard} \cdot P_m}{T_m \cdot P_{Standard}}$$

The results are thus given as produced methane production per gram VS at standard conditions (STP: 0°C, 1 atmosphere) versus time.

Experiences

The DTU-methane-potential-measurement has been used routinely on organic waste separated at source from household waste and occasionally on specific organic waste fractions, for example, paper, fat and protein. All the results below are given at STP conditions.

Examples of results

Figure 1 shows examples of triplicate curves measured for organic waste separated from household waste (including inoculum), for blanks containing only inoculum and water and for a control containing cellulose as a reference substrate and inoculum. The triplicates are fair with respect to the final level of produced methane, although the development over time may vary somewhat between triplicates. The large amount of inoculum used gives a fast methane production, but the fact that the inoculum itself produces significant amounts of methane limits the detection limit of the procedure (see later). Figure 2 shows, for the same data as presented in Figure 1, the accumulated methane production for the waste after correction for the methane produced by the inoculum. This is the actual result of the measurement. The methane potential is defined as the maximum of produced methane during the 50 days of experiment (the methane production rate can decline due to inhibition). In Figure 2 the methane potential was in average 495 m³ CH₄/t VS for the waste sample and 379 m³ CH₄/t VS for the cellulose sample.

Figure 3 shows examples of triplicate curves for food oil (rape seed oil), pork fat, protein (gelatine), paper bags for collecting organic household waste and chemically produced starch and glucose. The theoretical methane potential

calculated by assuming full degradation is also shown for each substance. The degradation of the fat was apparently inhibited, may be by accumulation of intermediates (Angelidaki and Ahring, 1992), yielding highly variable methane production curves for the triplicates although the methane potential was determined with reasonable precision. For both fat and oil a significant lag phase (two weeks) was seen. The curves for protein peaked and decreased slightly as the degradation proceeded, probably reflecting inhibition by ammonia, and the methane potential determined as the maximum produced methane varied significantly among the triplicates. For paper bags, starch and glucose, the deviation between the triplicates was modest. The methane potentials achieved for glucose and starch were 94 and 84 % of the theoretical potentials. However, only 63% of the theoretical methane potential was achieved for the paper bags.

Work load

The introduced method seems fairly practical without excessive work. A good working procedure is obtained by running of series with 10-15 samples. Including blanks, cellulose controls and samples, all in triplicates, this involves 36-51 reactors. The time estimates are based on our current experiences:

- Preparation of bottles and inoculum: 1-2 days per series
- Preparation of samples: 1-2 hours per sample
- Set up of reactors in triplicate: 0.3- 0.5 hours per sample
- Monitoring involves determination of CH₄ 15-20 times during the 50 days of incubation. Furthermore the gas must be released 5-6 times for each sample during the experiment. The time used for the measurements depends on the gas chromatograph used. We used for the monitoring in average 1-1.5 day per sample (15-20 measurements, 5-6 gas releases).
- Data evaluation and presentation by means of an existing Excel-sheet: 1 hour per sample.

Inoculum

The inoculum contains many particles and is not a homogeneous suspension. Thus, a careful set-up procedure is essential to prevent variations between the samples that really originate from variations in the inoculum. The inoculum is thus continuously stirred and distributed to all the bottles in the beginning of the set-up and three bottles are randomly chosen for each sample (triplicates).

We have experienced that we had to discard all data because the cellulose controls or the blanks showed too much variation among triplicates, indicating that the distribution of inoculum to the reactors was not sufficiently homogenous in terms of methane generation in spite of the fact that all reactors had received the same amount of inoculum.

Substrate concentration

The substrate concentration of 2 g VS/100 ml in the reactors is a compromise of, on one hand the need to use a large sample to have good representativity and to get a high easy-to-measure gas production, and on the other hand avoid too large and impractical volumes of reactors and gas production and keep the solution dilute to avoid inhibition from accumulation of VFA and ammonia. If signs of inhibition are observed, as for example for protein in Figure 3, new measurements with a lower substrate concentration and dilute inoculum should be made.

Statistical performance

Although our experience with the methods still is limited with respect to the number of samples that have been determined, we provide the first statistical evaluation of the performance of the DTU-method for determination of methane potentials of organic solid waste. The relative limited number of samples involved in the statistical analysis leads to fairly coarse estimates of uncertainties and large confidence intervals. As more samples are determined these estimates most likely will improve.

Detection limit

The uncertainty of the blanks, i.e. the triplicates with water and inoculum, determines the detection limit of the methane potential measurement, since the average of the blanks is subtracted from the average of the three samples. The mean and standard deviation of triplicate blanks from 6 series of measurements was 5.79 and 0.408 ml CH₄/ml solution giving a relative standard deviation of 7.04%. The detection limit DL, given as the limit above which one can quantify a difference between a sample and a blank sample with a probability of 95%, can be calculated from:

$$DL = t(v) \cdot s \cdot 2 \cdot \sqrt{[1/n_1 + 1/n_2]},$$

where

- t(v) is the 95% quantile in the Student t-distribution with v degrees of freedom,
- s² is the estimated variance of the blanks,
- n₁ is the number of replicates used to measure the sample,
- n₂ is the number of replicates used to measure the blanks.

In the present case the degrees of freedom are 12 and the numbers n₁ and n₂ are 3 derived from the use of triplicates for any measurements. Using s = 0.408 ml CH₄/ml solution from above we obtain:

$$DL = 2.1788 \cdot 0.408 \cdot 2 \cdot \sqrt{1/3 + 1/3} \text{ ml CH}_4 / \text{ml solution} = 1.45 \text{ ml CH}_4 / \text{ml solution}$$

The interpretation of the DL value is that if the average of a set of sample triplicates exceeds the average of a set of triplicates of blanks with more than 1.45 N ml CH₄/ ml solution, then a significant methane production from the samples is obtained, and it can be quantified with a confidence of at least 95%. Typically, the measurement is performed with 500 ml solution and 2 g VS/100 ml, that is 10 g VS in total. Therefore, the above detection limit translates into a DL for methane production of 72.5 Nml CH₄/g VS (1.45 Nml CH₄/ml solution x 500 ml solution /10 g VS).

This detection limit is acceptable since most samples are in the range of 200 – 500 Nml CH₄/g VS (identical to 200 – 500 Nm³ CH₄/t VS). If samples with lower methane potentials are measured the detection limit can be lowered by increasing the ratio of sample to inoculum in the set-up of the measurements.

Repeatability and reproducibility

Repeatability and reproducibility is determined on the basis of seven series of triplicate measurements of the methane potential of cellulose. The average and the

standard deviation of the average were 377.2 and 9.3 ml CH₄/gVS respectively, and the average standard deviation within triplicates was 38.7 ml CH₄/gVS.

The uncertainty of the measurement defined as the repeatability (*r*) (the uncertainty of repeated measurements of the same sample within the same analytical series) can be found from the recommendation in the ISO 5725 standard yielding:

$$r = 1.96 \cdot \sqrt{2} s_r = 2.77 s_r$$

where

s_r = is the standard deviation within series given above as 38.7 ml CH₄/gVS

The repeatability is then 107 ml CH₄/gVS, which is the 95% envelope for absolute difference between two single measurements of the same sample. The corresponding repeatability for the an average of three samples, *r₃* is:

$$r_3 = 1.96 \cdot \sqrt{2/3} s_r = 1.60 s_r = 62 \text{ ml CH}_4 / \text{gVS}$$

The reproducibility of the measurement can be found from the same seven experiments of the methane potential of cellulose as presented above. The reproducibility (*R*) reflects the full uncertainty, since each average is determined in separate series, i.e. different inoculum, different days of set-up and different monitoring. Using ISO 5725 the same formulas appear as above:

$$R = 1.96 \cdot \sqrt{2} s_R = 2.77 s_R$$

where

s_R is the standard deviation including variation within and between the series,

found to be 41.8 ml CH₄/gVS:

$$R_3 = 1.96 \cdot \sqrt{2/3} s_R = 1.60 s_R$$

The reproducibility *R* is then = 116 ml CH₄/gVS and *R₃* = 67 ml CH₄/gVS. The reproducibility states that two measurements of the same sample performed according to the describe method but on different days in 95% of all cases will be 67 ml CH₄/gVS or less apart from each other.

Quality control

The performance of the controls, the cellulose samples, is used as a quality control in each series of measurements (same inoculum, set-up the same day, and monitored the same days). The quality control addresses both the variation among the three individual cellulose samples and the variation of the observed average from previously observed cellulose methane potentials.

If the range (largest minus smallest value) of the three individual control samples is high, it may reflect lack of a homogeneous inoculum and the measurements should be disregarded. Based on classical control chart theory as described in standard text books on statistical control (*e.g.* Juran, 1976), the upper control limit for the range of triplicate control samples is the average range times 2.5739. The average range of the triplicate controls in the seven series was 60.6 ml CH₄/g VS, which gives an acceptable range of the three controls within a single series equal to 156 ml CH₄/g VS. This dictates that if the difference between the largest and smallest value of three controls exceeds 156 ml CH₄/g VS, then the series should be disregarded.

If the average of the three control samples deviates too much from a previously determined average, it may suggest that the inoculum, although evenly distributed into the reactors, was inhibited or of other reasons produced too little methane. Assuming standard Gaussian assumptions the upper and lower limit for the average of the three control samples can be derived from standard textbooks on statistical process control (*e.g.* Juran, 1976). Based on an average triplicate range of 60.6 ml CH₄/gVS the limits can be calculated as the overall average +/- 1.025•60.6 ml CH₄/g VS equalling 315 and 439 ml CH₄/g VS, respectively. This means that if the average of the three control samples is outside these control limits the series should be disregarded.

Deviating results

In addition to signs of inhibition, as discussed above, some samples also have shown negative methane potentials. Due to some kind of inhibitory effect from the substrate the samples produced less methane than the blanks (inoculum and water). This effect has mainly been seen in experiments with single waste fractions such as newspaper and magazines. Further experiments must be carried out to determine the inhibitory agent, if such results are obtained.

References

- Adani F., Calcaterra E. and Malagutti L. (2001). Preparation of a test for estimating biogas production from pretreated urban waste. Proceeding Sardinia 2001 Eight International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
- Angelidaki I., Ahring B.K. (1992). Effects of free long-chain fatty acids on thermophilic anaerobic digestion. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 37, 808-812.
- Angelidaki I., Ahring B.K. (1997). Codigestion of oil mill wastewaters together with manure, household waste or sewage sludge. *Biodegradation*, 8,221-226
- Eleazer W.E., Odle W.S.III, Wang Y.-S. and Barlaz M.A. (1997). Biodegradability of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills. *Environmental Science & Technology*, 31, 911-917
- Harries C.R., Cross C.J. and Smith R., (2001). Development of a BMP test and application to testing of MSW samples. Proceeding Sardinia 2001 Eight International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy
- Heerenklage J. and Stegmann R., (2001). Comparison of test systems for the determination of the gas potential from waste. Proceeding Sardinia 2001 Eight International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
- ISO 5725-2:1994, Accuracy (trueness and precision) of measurement methods and results - Part 2: Basic method for the determination of repeatability and reproducibility of a standard measurement method, International Standard Organization.
- Jansen J.I.C., Spliid H., Hansen T.L., Svärd Å. and Christensen T.H. (2002). Assessment of sampling and chemical analysis of source-separated organic household waste. Submitted.
- Juran J.M. (1976): "Quality Control Handbook", McGraw-Hill, New York.
- Lay J.J., Li Y.Y., Noike T., Endo J. and Hoshimoto S. (1997). Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solids organic waste, *Water Science & Technology*, 36, 493-500.
- Owen W.F., Stuckey D.C., Healy J.B., Jr., Young L.Y. and McCarty P.L. (1979). Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Research*, 13, 485-492
- Owens J.M. and Chinoweth D. P. (1993). Biochemical methane potential of municipal solid waste components. *Water Science & Technology*, 27, 1-14.
- Tong M., McCarthy P.L. and Smith L.H. (1990). Methane fermentation of selected lignocellulosic materials. *Biomass*, 21, 239-235

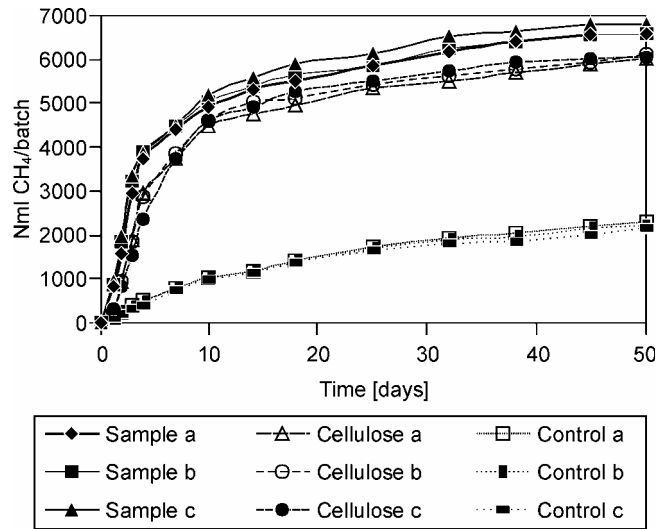


Figure 1: Examples of triplicate methane production curves measured for organic waste separated from household waste (including inoculum), for blanks containing only inoculum and for control samples containing cellulose and inoculum.

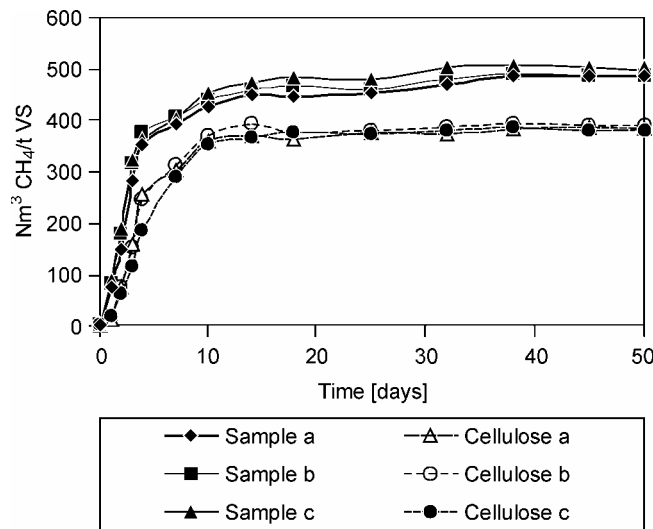


Figure 2: Methane production curves measured for organic waste separated from household waste and for control samples containing cellulose as a reference substrate. The data are derived from Figure 2.

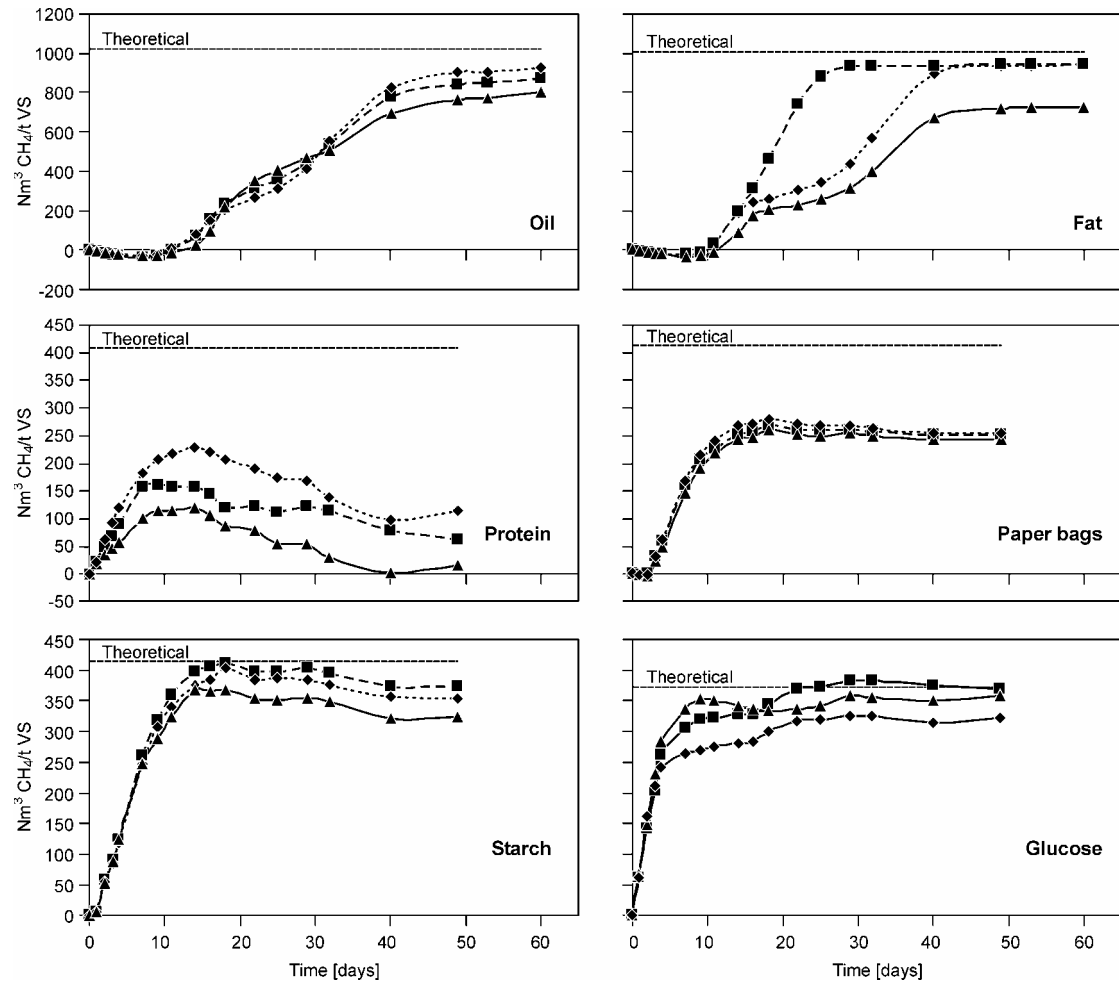


Figure 3: Examples of triplicate methane production curves for food oil (rape seed oil), pork fat, protein (gelatine), paper bags for collection of organic household waste and chemically produced starch and glucose.

4.2 Gaspotentiale: Resultater

I det følgende præsenteres resultaterne af gaspotentialemålingerne for biomasse og rejekter. Resultaterne er opstillet i forskellige tabeller for at belyse forskellige problemstillinger. De angivne teoretiske gaspotentialer er beregnet ud fra den kemiske sammensætning af de enkelte prøver. Gaspotentialer målingerne angives som Nm³ CH₄/t VS, men omregnes ligeledes til henholdsvis Nm³ CH₄/t TS, Nm³ CH₄/t biomasse og Nm³ CH₄/t indsamlet affald. Dette sker ved hjælp af det målte indhold af VS, TS og forbehandlingseffektivitet for den enkelte prøve. Sidst i afsnittet findes oversigtstabeller, hvor alle potentialemålingerne ses samlet.

4.2.1 Indsamlingsområder

I tabel 4.2.1 er gaspotentialerne sorteret efter indsamlingsområde.

Tabel 4.2.1.a Gaspotentialer for biomasse fra affald indsamlet i Hovedstadsområdet forbehandlet med forskellige forbehandlingemetoder

Dato	Prøve	Teoretisk gaspot Nm ³ /t VS	Gaspot Nm ³ /t VS	Gaspot Nm ³ /t TS	Gaspot Nm ³ /t biomasse	Gaspot Nm ³ /t affald
	010514Ho_I_He_A	532	489	425	131	88
	011001Ho_I_He_A	498	298	270	71	51
	010514Ho_F_He_A	539	495	445	136	89
	011001Ho_F_He_A	503	500	433	119	86
	010521Ho_F_Aa_A	551	-	-	-	-
	020122Ho_F_Aa_A	530	449	415	111	59
	010521Ho_I_Aa_A	545	-	-	-	-
	020122Ho_I_Aa_A	525	435	402	106	55
	011115Ho_I_"Gr"_A	510	463	435	125	125
	020204Ho_I_"Gr"_A	521	530	491	141	141
	011115Ho_F_"Gr"_A	522	416	382	116	116
	020204Ho_F_"Gr"_A	541	463	438	132	132
	Gennemsnit	526	454	414	119	94

Tabel 4.2.1.b Gaspotentialer for biomasse fra affald indsamlet i Aalborg forbehandlet med forskellige forbehandlingemetoder

Dato	Prøve	Teoretisk gaspot Nm ³ /t VS	Gaspot Nm ³ /t VS	Gaspot Nm ³ /t TS	Gaspot Nm ³ /t biomasse	Gaspot Nm ³ /t affald
	010521Aa_I_Aa_A	540	-	-	-	-
	020408Aa_I_Aa_A	544	566	494	124	89
	010927Aa_F_Aa_A	545	380	329	73	40
	020122Aa_F_Aa_A	550	469	428	116	59
	011115Aa_I_He_A	525	464	389	122	76
	020204Aa_I_He_A	528	546	471	132	95
	011115Aa_F_He_A	522	410	359	104	69
	Gennemsnit	536	472	412	112	71

Tabel 4.2.1.c Gaspotentialer for biomasse fra affald indsamlet i Vejle forbehandlet med forskellige forbehandlingsmetoder

Dato	Prøve	Teoretisk gaspot Nm3/t VS	Gaspot Nm3/t VS	Gaspot Nm3/t TS	Gaspot Nm3/t biomasse	Gaspot Nm3/t affald
	010514Ve_F_He_A	432	-	-	-	-
	011001Ve_F_He_A	495	515	413	125	91
	010514Ve_I_He_A	531	-	-	-	-
	011001Ve_I_He_A	498	519	438	124	86
	010927Ve_I_Aa_A	529	492	424	78	45
	020408Ve_I_Aa_A	541	462	407	108	62
	010927Ve_F_Aa_A	538	320	260	67	30
	020408Ve_F_Aa_A	530	454	387	141	89
	Gennemsnit	523	460	388	107	67

Tabel 4.2.1.d Gaspotentialer for biomasse fra affald indsamlet i Kolding forbehandlet med forskellige forbehandlingsmetoder

Dato	Prøve	Teoretisk gaspot Nm3/t VS	Gaspot Nm3/t VS	Gaspot Nm3/t TS	Gaspot Nm3/t biomasse	Gaspot Nm3/t affald
	010531Ko_I_Aa_A	549	-	-	-	-
	020307Ko_I_Aa_A	542	521	461	125	78
	010531Ko_F_Aa_A	558	-	-	-	-
	020408Ko_F_Aa_A	552	459	380	130	100
	020116Ko_I_He_A	539	573	468	153	91
	020321Ko_I_He_A	543	388	315	96	60
	020116Ko_F_He_A	534	404	353	120	67
	020321Ko_F_He_A	532	504	419	124	68
	Gennemsnit	543	475	399	125	77

Tabel 4.2.1.e Gaspotentialer for biomasse fra affald indsamlet og forbehandlet i Grindsted

Dato	Prøve	Teoretisk gaspot Nm3/t VS	Gaspot Nm3/t VS	Gaspot Nm3/t TS	Gaspot Nm3/t biomasse	Gaspot Nm3/t affald
	011003Gr_Gr	537	495	456	128	128
	020220Gr_Gr	509	513	458	144	144
	Gennemsnit	523	504	457	136	136

Tabel 4.2.1.f Gaspotentialer for biomasse fra affald indsamlet i Malmö forbehandlet med forskellige forbehandlingsmetoder

Dato	Prøve	Teoretisk gaspot Nm3/t VS	Gaspot Nm3/t VS	Gaspot Nm3/t TS	Gaspot Nm3/t biomasse	Gaspot Nm3/t affald
	020416Ma_S_A_1	519	556	482	152	55
	020530Ma_S_A_2	507	516	413	126	55
	020201Ma_K_A_1	548	445	408	15	15
	020417Ma_K_A_2	653	472	448	26	26
	Gennemsnit	557	497	438	80	38

4.2.2 Forbehandlingsmetoder

Tabel 4.2.2 viser gaspotentialerne opdelt på forbehandlingsmetoder.

Tabel 4.2.2.a Gaspotentialer for biomasse forbehandlet på rullesigte

Rullesigte		Teoretisk gaspot	Gaspot	Gaspot	Gaspot	Gaspot
Dato	Prøve	Nm3/t VS	Nm3/t VS	Nm3/t TS	Nm3/t biomasse	Nm3/t affald
010514	Ho_I_He_A	532	489	425	131	88
011001	Ho_I_He_A	498	298	270	71	51
010514	Ho_F_He_A	539	495	445	136	89
011001	Ho_F_He_A	503	500	433	119	86
011115	Aa_I_He_A	525	464	389	122	76
020204	Aa_I_He_A	528	546	471	132	95
011115	Aa_F_He_A	533	410	359	104	69
010514	Ve_I_He_A	531	-	-	-	-
011001	Ve_I_He_A	498	519	438	124	86
010514	Ve_F_He_A	532	-	-	-	-
011001	Ve_F_He_A	495	515	413	125	91
020116	Ko_I_He_A	539	573	468	153	91
020321	Ko_I_He_A	543	388	315	96	60
020116	Ko_F_He_A	534	404	353	120	67
020321	Ko_F_He_A	532	504	419	124	68
Gennemsnit		524	470	400	120	78

Tabel 4.2.2.b Gaspotentialer for biomasse forbehandlet på skrueseperator

Skrueseperator		Teoretisk gaspot	Gaspot	Gaspot	Gaspot	Gaspot
Dato	Prøve	Nm3/t VS	Nm3/t VS	Nm3/t TS	Nm3/t biomasse	Nm3/t affald
010521	Ho_I_Aa_A	545	-	-	-	-
020122	Ho_I_Aa_A	525	435	402	106	55
010521	Ho_F_Aa_A	551	-	-	-	-
020122	Ho_F_Aa_A	530	449	415	111	59
010521	Aa_I_Aa_A	540	-	-	-	-
020408	Aa_I_Aa_A	544	566	494	124	89
010927	Aa_F_Aa_A	545	380	329	73	40
020122	Aa_F_Aa_A	550	469	428	116	59
010927	Ve_I_Aa_A	529	492	424	78	45
020408	Ve_I_Aa_A	541	462	407	108	62
010927	Ve_F_Aa_A	538	320	260	67	30
020408	Ve_F_Aa_A	530	454	387	141	89
010531	Ko_I_Aa_A	549	-	-	-	-
020307	Ko_I_Aa_A	542	521	461	125	78
010531	Ko_F_Aa_A	558	-	-	-	-
020408	Ko_F_Aa_A	552	459	380	130	100
Gennemsnit		542	455	399	107	64

Tabel 4.2.2.c Gaspotentialer for biomasse forbehandlet med neddelers + magnet

Neddeler+magnet		Teoretisk gaspot	Gaspot	Gaspot	Gaspot	Gaspot
Dato	Prøve	Nm3/t VS	Nm3/t VS	Nm3/t TS	Nm3/t biomasse	Nm3/t affald
	011115Ho_I_"Gr"_A	510	463	435	125	125
	020204Ho_I_"Gr"_A	521	530	491	141	141
	011115Ho_F_"Gr"_A	522	416	382	116	116
	020204Ho_F_"Gr"_A	541	463	438	132	132
	011003Gr_Gr	537	495	456	128	128
	020220Gr_Gr	509	513	458	144	144
Gennemsnit		523	480	443	131	131

Tabel 4.2.2.d Gaspotentialer for biomasse forbehandlet med stempelseparator

Centralsug + stempelsep.		Teoretisk gaspot	Gaspot	Gaspot	Gaspot	Gaspot
Dato	Prøve	Nm3/t VS	Nm3/t VS	Nm3/t TS	Nm3/t biomasse	Nm3/t affald
	020416Ma_S_A_1	519	556	482	152	55
	020530Ma_S_A_2	507	516	413	126	55
Gennemsnit		513	536	448	139	55

Tabel 4.2.2.e Gaspotentialer for biomasse forbehandlet med køkkenkværn

Køkkenkværn		Teoretisk gaspot	Gaspot	Gaspot	Gaspot	Gaspot
Dato	Prøve	Nm3/t VS	Nm3/t VS	Nm3/t TS	Nm3/t biomasse	Nm3/t affald
	020201Ma_K_A_1	548	445	408	15	15
	020417Ma_K_A_2	653	472	448	26	26
Gennemsnit		601	459	428	20	20

4.2.3 Gaspotentialer for rejejtprøver

Der blev målt biogaspotentialer på en udvalgt mængde rejejtprøver. Målingen er foretaget efter sortering af rejektet og der er udelukkende målt biogaspotentialer på den organiske fraktion af rejektet. Tabel 4.2.3 viser de målte gaspotentialer for rejejtprøverne. Til sammenligning er gaspotentialerne for de tilhørende biomasse ligeledes angivet i tabellen. På trods af sortering og neddeling af den organiske fraktion var rejejtprøverne stadig relativt inhomogene, hvilket sandsynligvis er grunden til de relativt store standardafvigelse på triplikaterne i nogen af forsøgene.

Tabel 4.2.3 Gaspotentialer for biomasseprøver og den organiske fraktion af rejektet

Dato	Prøve	Gaspot, biomasse	Gaspot, rejejt	Stdev [%]
		Nm ³ /t VS	Nml/g VS	
011001	Ho_I_He	298	553	14
011001	Ho_F_He	500	325	26
020122	Ho_I_Aa	435	367	8
020122	Ho_F_Aa	449	426	22
	Gennemsnit	420	418	18
011115	Aa_I_He	464	329	32
020204	Aa_I_He	546	307	12
010927	Aa_F_Aa	380	276	3
020122	Aa_F_Aa	469	442	9
	Gennemsnit	465	339	14
010514	Ve_I_He	362*	105	52
010514	Ve_F_He	388*	156	16
010927	Ve_I_Aa	492	312	9
010927	Ve_F_Aa	320	210	24
	Gennemsnit	390	196	25
020116	Ko_I_He	573	257	42
020116	Ko_F_He	404	204	33
010531	Ko_I_Aa	411*	417	12
010531	Ko_F_Aa	394*	390	15
	Gennemsnit	446	317	25

*) Disse målinger af metanpotentialer på biomassen er behæftet med store usikkerheder og ikke angivet andre steder i rapporten.

4.2.4 Oversigtstabeller

Tabel 4.2.4 er en oversigtstabel, der viser teoretiske og målte gaspotentialer for biomasse. Prøverne er opstillet i kronologisk rækkefølge. Det teoretiske metanpotentialer er beregnet ud fra den kemiske komposition af biomasse. Sammen med de målte biogaspotentialer er angivet standardafvigelsen på triplikaterne i de enkelte forsøg. Sidste kolonne angiver, hvor stor en del af det teoretiske metanpotentialer der er opnået ved potentialemålingen. Tabel 4.2.5 viser samtlige målte gaspotentialer angivet med forskellige enheder.

Tabel 4.2.4 Teoretisk og målt gaspotentialer for samtlige prøver målt (biomasse)

Dato	Prøve	Teoretisk gaspot	Målt gaspot	Stdev	Opnået potentiale
		Nm ³ /t VS	Nm ³ /t VS	%	%
010514	Ho_I_He_A	532	489	1	92
	Ho_F_He_A	539	495	5	92
	Ve_F_He_A	532	-	-	-
	Ve_I_He_A	531	-	-	-
010521	Aa_I_Aa_A	540	-	-	-
	Ho_F_Aa_A	551	-	-	-
	Ho_I_Aa_A	545	-	-	-
10531	Ko_I_Aa_A	549	-	-	-
	Ko_F_Aa_A	558	-	-	-
010927	Ve_I_Aa_A	529	492	4	93
	Ve_F_Aa_A	538	320	27	59
	Aa_F_Aa_A	545	380	5	70
011001	Ho_I_He_A	498	298	4	60
	Ho_F_He_A	503	500	1	99
	Ve_I_He_A	498	519	2	104
	Ve_F_He_A	495	515	3	104
011003	Gr_Gr	537	495	2	92
011115	Ho_I_"Gr"_A	510	463	9	91
	Ho_F_"Gr"_A	522	416	3	80
	Aa_I_He_A	525	464	9	88
	Aa_F_He_A	533	410	7	77
020116	Ko_I_He_A	539	573	1	106
	Ko_F_He_A	534	404	2	76
020122	Ho_F_Aa_A	530	449	10	85
	Ho_I_Aa_A	525	435	13	83
	Aa_F_Aa_A	550	469	1	85
020204	Aa_I_He_A	528	546	2	103
	Ho_I_"Gr"_A	521	530	10	102
	Ho_F_"Gr"_A	541	463	2	86
020220	Gr_Gr	509	513	35	101
020307	Ko_I_Aa_A	542	521	4	96
020321	Ko_I_He_A	543	388	10	71
	Ko_F_He_A	532	504	2	95
020408	Ve_F_Aa_A	530	454	10	86
	Ve_I_Aa_A	541	462	23	85
	Aa_I_Aa_A	544	566	8	104
	Ko_F_Aa_A	552	459	5	83
020416	Ma_S_A_1	519	556	14	107
020530	Ma_S_A_2	507	516	1	102
020201	Ma_K_A_1	548	445	65	81
020417	Ma_K_A_2	653	472	38	72

Tabel 4.2.5 Gaspotentialer (angivet med forskellige enheder) for samtlige prøver målt (biomasse)

Dato	Prøve	Teoretisk gaspot	Gaspot	Gaspot	Gaspot	Gaspot
		Nm3/t VS	Nm3/t VS	Nm3/t TS	Nm3/t biomasse	Nm3/t affald
010514	Ho_I_He_A	532	489	425	131	88
	Ho_F_He_A	539	495	445	136	89
010927	Ve_I_Aa_A	529	492	424	78	45
	Ve_F_Aa_A	538	320	260	67	30
	Aa_F_Aa_A	545	380	329	73	40
011001	Ho_I_He_A	498	298	270	71	51
	Ho_F_He_A	503	500	433	119	86
	Ve_I_He_A	498	519	438	124	86
	Ve_F_He_A	495	515	413	125	91
011003	Gr_Gr	537	495	456	128	128
011115	Ho_I_"Gr"_A	510	463	435	125	125
	Ho_F_"Gr"_A	522	416	382	116	116
	Aa_I_He_A	525	464	389	122	76
	Aa_F_He_A	533	410	359	104	69
020116	Ko_I_He_A	539	573	468	153	91
	Ko_F_He_A	534	404	353	120	67
020122	Ho_F_Aa_A	530	449	415	111	59
	Ho_I_Aa_A	525	435	402	106	55
	Aa_F_Aa_A	550	469	428	116	59
020204	Aa_I_He_A	528	546	471	132	95
	Ho_I_"Gr"_A	521	530	491	141	141
	Ho_F_"Gr"_A	541	463	438	132	132
020220	Gr_Gr	509	513	458	144	144
020307	Ko_I_Aa_A	542	521	461	125	78
020321	Ko_I_He_A	543	388	315	96	60
	Ko_F_He_A	532	504	419	124	68
020408	Ve_F_Aa_A	530	454	387	141	89
	Ve_I_Aa_A	541	462	407	108	62
	Aa_I_Aa_A	544	566	494	124	89
	Ko_F_Aa_A	552	459	380	130	100
020416	Ma_S_A_1	519	556	482	152	55
020530	Ma_S_A_2	507	516	413	126	55
020201	Ma_K_A_1	548	445	408	15	15
020417	Ma_K_A_2	653	472	448	26	26

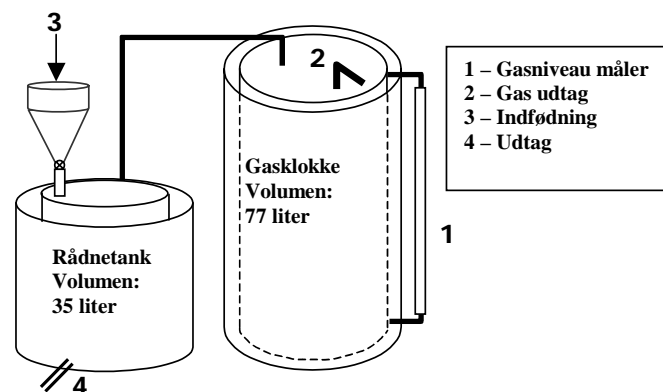
4.3 Udrådningforsøg i pilotskala: metode

Åsa Svärd og Jes la Cour Jansen, *Avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Lunds Tekniska Högskola.*

Sjölundaverket i Malmö (byens store renselanlæg) har etableret en forsøgsstation med 5 parallelt opstillede pilot rådnetanke med tilhørende gasklokker. Udstyret blev etableret til forsøg med udrådning af slam og dimensioner af rådnetanke og gasklokker var oprindeligt valgt svarende til sådanne forsøg. Det enkelte system er indrettet svarende til et fuldskalaanlæg med temperaturregulering og omrøring i rådnetanken og med gasopsamling i en gasklokke. Indfødning og udtag af udrådet materiale sker manuelt. Nedenfor beskrives forsøgsudstyret, det affald der indgår i undersøgelserne, forsøgsdriften, opstart af den enkelte forsøgsreaktor samt bestemmelsen af metanudbyttet og karakteren af biomassen efter udrådning.

4.3.1 Forsøgsudstyr

Hvert af de 5 parallelt opstillede pilotanlæg består af rådnetank og gasopsamlingsystem som vist i figur 4.3.1, hvor de centrale driftsparametre ligeledes er angivet.



Driftsparametre:

Opholdstid: 15 døgn

Temperatur: 55 °C

Tørstofindhold i biomasse: 5 %

Organisk belastning: 2,8 kg VS/m³.d

Indfødning og udtag af biomasse: En gang i døgn

Figur 4.3.1: Rådnetank med gasklokke

4.3.1.1 Rådnetanke

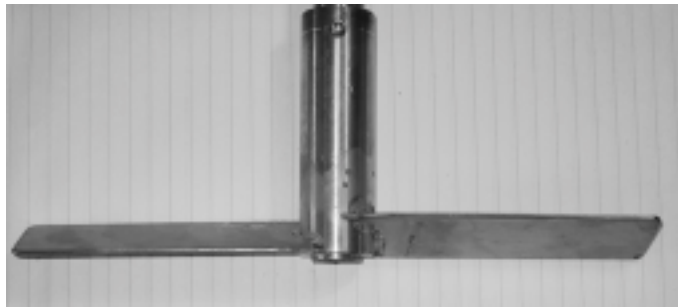
Rådnetankene er cylinderformede og udført i rustfrit stål med et totalvolumen af den enkelte reaktor på ca. 35 l med et effektivt væskevolumen på 20 l. Tankene er forsynet med temperaturreguleringsudstyr, således at de kan drives ved en konstant forvalgt temperatur, her 55 °C. Indfødning af biomasse sker gennem en 1" ventil i toppen af tanken og udtag af udrådet materiale sker gennem en 1 ¼" ventil nederst på reaktorens side. I den første undersøgelsesrunde blev det konstateret at gasproduktionen var så stor at de eksisterende gasklokker ikke kunne rumme 1 døgn gasproduktion og det blev derfor nødvendigt successivt at udbygge disse. I den første runde blev problemet løst ved dels at bygge en ny gasklokke og dels ved at parallelkoble to af de eksisterende.

4.3.1.2 Varmesystem

Reaktorerne er placeret i et elektrisk opvarmet vandbad. For at reducere fordampningen fra vandbadene er de åbne områder dækket med isolerende materiale.

4.3.1.3 Opblanding

Opblandingen i reaktorerne sker med topmonterede omrørere af propellertypen, se figur 4.3.2. Omrørerne er af rustfrit stål med en diameter på 335 mm. De er placeret 300 mm nede i reaktoren og roterer med 23 omdrejninger pr minut.



Figur 4.3.2: Omrørerpropel set fra siden.

Opholdstiden i hver rådnetank er kontrolleret med sporstofforsøg. Flere forskellige sporstoffer er tilsat samtidig og udvaskningen er fulgt i den efterfølgende periode.

4.3.1.4 Gasopsamlingsystem

Gassen forlader rådnetanken i toppen og føres gennem en slange til gasklokkens top. Denne er af rustfrit stål og består af en omvendt cylinder placeret i et cylinderformet delvist vandfyldt kar. De små gasklokker, der blev anvendt i første forsøgsrunde har et volumen på ca. 33 liter. De store gasklokker har volumen 77 liter. En ventil til prøvetagning af gassen og til tømning af gasklokken findes på toppen.

Måling af den producerede mængde gas gøres på et niveaurør af glas som viser væskenniveauet i gasklokken.

Måling af gasproduktionen er påvirket af en række usikkerhedsmomenter.

Usikkerhed ved aflæsning af væskenniveauet position

Aflæsningen af væskenniveauets position forventes at kunne aflæses med 1 mm's nøjagtighed. Det betyder at usikkerheden på metanmængden bliver ca. 0,1 l. Den typiske gasproduktion er ca. 30 l metan om dagen således at usikkerheden på metanmængden bliver 0,3 % pr. døgn.

Usikkerhed pga. overtryk i gasklokken.

Når gassen i gasklokken fortrænger væsken opbygges et stigende overtryk i gasklokken i reaktoren og i slangerne. Det større tryk betyder at den aflæste gasmængde undervurderes med op til ca. 1 %.

Usikkerhed som følge af opløsning af gas i vandet

I gasklokken er der et højt partialtryk af metan og kuldioxid. Opløseligheden af metan i vand er så lille at det ikke har betydning for bestemmelsen af gasmængden. Derimod er opløseligheden af kuldioxid høj, således at alene metangasproduktionen bestemmes i forbindelse med undersøgelserne.

4.3.2 Affaldet

Det enkelte udrådningforsøg har en varighed på 2-3 måneder. I hvert forsøg anvendes biomasse bestående af forbehandlet, kildesorteret organisk dagrenovation fra samme indsamlingsdag. I forbindelse med den enkelt prøvetagning er delmængder af biomassen nedfrosset separat, således at biomassen er nedfrosset indtil den skal anvendes. For at undgå organisk overbelastning af reaktorerne og for at sikre en tilstrækkelig opblanding i reaktorerne også af biomasse med et stort papir eller plastindhold er det valgt at dosere biomassen med et tørstofindhold på ca. 5%. Da biomassen i de fleste tilfælde har et væsentligt større tørstofindhold end 5% fortyndes den i forbindelse med forberedelse til indfødning.

4.3.3 Forsøgsdrift

Det typiske forsøg består af en opstartsperiode på 2-3 uger og en periode med fuld belastning på ca. 2 måneder efterfulgt af en efterafgasningsperiode på ca. 1 uge, hvor gasproduktionen uden indfødning følges. Denne fase startes når der er opnået en længere periode med stabil drift således at podematerialets effekt på gasproduktionen er uden betydning og således at der opnås et godt grundlag for bestemmelse af metanudbyttet ved udrådningen. Nedenfor beskrives den praktiske forsøgsdrift medens de enkelte faser i forsøget beskrives i afsnit 4.3.4 - 4.3.6.

4.3.3.1 Indfødning og udtag af biomasse

Indfødning af biomasse er foretaget manuelt 7 dage pr uge. Biomassen er opmålt i målebæger og hældt i en tragt placeret på tilløbsventilen. Herefter åbnes ventilen således at biomassen løber ind i reaktoren. Overskydende biomasse opbevares i køleskab til næste dag.

Udtag af udrådet biomasse er foretaget manuelt hver dag inden indfødningen. Den udtagne mængde biomasse er opmålt i målebæger og pH og temperatur er kontrolleret. En prøve på 100 ml er udtaget hver dag til analyse. Den er nedfrosset dersom den ikke direkte er taget i arbejde.

Gasmåling

Måling af gasvolumen og sammensætning af gassen samt tømning af gasklokken foretages hver dag umiddelbart efter udtag af udrådet biomasse. Samtidig er temperaturen i gasklokkens vandbad målt ligesom lufttemperatur og tryk er aflæst således at der løbende kan foretages korrektioner af de aflæste gasmængder.

Gasvolumen

Gasvolumen er målt ved aflæsning af vandstand i gasklokkens niveaurør.

Gassammensætning

Gassens indhold af CH₄ (%) og H₂S (ppm) er målt på stedet med en gasmåler koblet til en gummislange på udløbsventilen.

Tømning af gasklokken

Efter udtag af udrådet biomasse er gasklokken tømt gennem topventilen. Herefter er sket efterfyldning af vand i gasklokkens vandbad således at vandstanden står på samme sted hver dag efter tømning af gasklokken.

Kontrol af gassammensætning

Til kontrol af rutinemålingen af gassammensætningen er gasprøver lejlighedsvis udtaget og sendt til kontrolmålinger på gaskromatograf på Danmarks Tekniske Universitet.

Lækagekontrol

Lækagekontrol er udført regelmæssigt under forsøgene.

4.3.3.2 Indsamling og bearbejdning af driftsdata.

Under forsøgene blev der dagligt indsamlet og registreret følgende driftsdata:

- Tidspunkt og mængde indført/udtaget biomasse
- pH og temperatur i den udrådnede biomasse
- Aflæst gasmængde, metanindhold, svovlbrinteindhold, lufttryk, lufttemperatur og temperatur i gasklokken
- Eventuelle kommentarer om driften

Måling af pH og temperatur er foretaget med en pH måler af typen WTW pH 330. Måleinstrumentet kalibreres 1 gang om ugen på Sjölundaverkets laboratorium.

Nøjagtigheden for instrumentet er: $\pm 0,01$ for pH-måling og $\pm 0,1$ °C for temperaturmåling

Måling af gassammensætningen blev foretaget med en måler af typen Gasurveyor 431 Portable Gas Detector, GMI Gas Measurement Instruments Ltd. Måleområdet og nøjagtigheden for de to komponenter er:

CH₄ i området 10-100% gas \pm (2.0% gas + 3% af aflæsning)

H₂S i området 0-200 ppm \pm (2 ppm + 10% af aflæsning)

Herudover er der rutinemæssigt en gang om ugen foretaget kemiske analyser på den udrådnede biomasse for at kunne følge processen, identificere driftsproblemer og kontrollere at driftsændringer har den ønskede effekt.

Følgende parametre indgik i programmet:

- HCO₃, VFA
- TS/VS, COD
- pH
- P-tot, N-NH₄ og N-tot

Alle parametre er analyseret på Sjölundaverkets akkrediterede laboratorium.

Endelig er der løbende foretaget beregninger og optegnet grafer til kontrol af udviklingen i:

- Metanindhold
- Metanproduktion pr. døgn
- Metanproduktion som funktion af tilført VS
- Akkumuleret mængde produceret metan i forhold til den akkumulerede mængde tilførte VS
- Nedbrydningsgrad af det organiske materiale

4.3.3.3 Driftskorrekationer

Ved nogle opstarter og i enkelte tilfælde under fuld drift er der indtrådt driftsforstyrrelser som har krævet korrigerende indgreb i driften. Følgende driftskorrekationer har været foretaget under forsøgene.

- Ved pludselig pH-reduktion i reaktoren er indfødningsen ophørt indtil pH igen er stabiliseret.
- Ved reduktion af alkaliniteten til et lavt niveau er der tilsat NaHCO₃

- Ved forhøjet ammoniumkoncentration (optrådte ved opstarten 2. gang med podemateriale fra Kalmar) blev indholdet i rådnetankene fortyndet med vand og nyt podemateriale fra rådnetanke i normal drift blev tilsat.

Biomasse med indhold af store plaststykker viste sig i forsøgenes 2. runde at tilstoppe indfødningensventilen og at stoppe omrøringen i en reaktor. Herefter blev de store plaststykker sigtet fra i en meget grov sigte med maskevidde 25 mm se figur 4.3.3. Den frasigtede mængde udgjorde kun en meget lille del af affaldet således at det ikke forventes at have betydning for bestemmelsen af metanudbyttet målt som produceret gas i forhold til tilført VS.



Figur 4.3.3: Plasttilbageholdelse på sigte med maskevidde 25 mm efter sigtning af 0,4 l biomasse med højt plastindhold

4.3.4 Opstart af forsøg

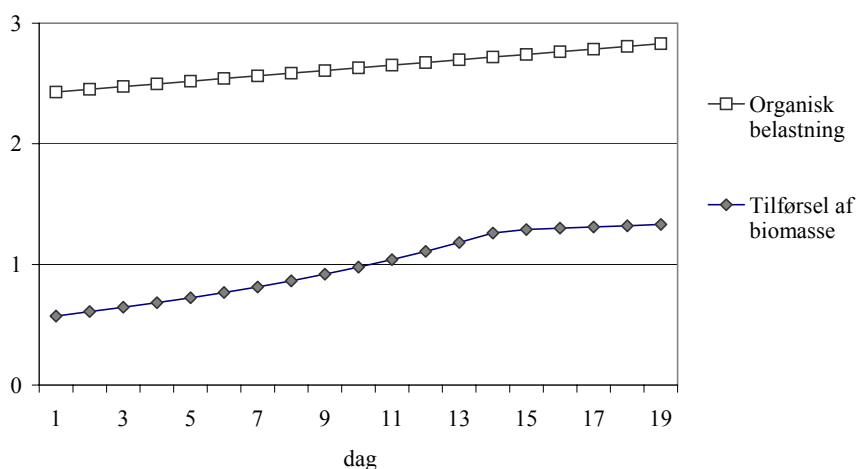
Opstarten af det enkelte forsøg blev baseret på podemateriale fra et fuldskala biogasanlæg i normal drift med termofil udrådning. Det blev der tilstræbt at tilsætningen af biomasse skete med jævnt stigende belastning indtil fuld belastning var opnået.

Ved de to første forsøgsrunder blev benyttet podematerialet fra Kalmar biogasanlæg, der udrådner landbrugsaffald og slagteriaffald. Da ammoniumindholdet i dette podemateriale steg til hæmmende koncentrationer i anden forsøgsrunde blev der skiftet til podemateriale fra Vänersborgs biogasanlæg, som udrådner kildesorteret husholdningsaffald.

Podematerialet blev typisk udtaget om formiddagen og transporteret til Malmø, hvor det direkte blev indfødt i rådnetankene således at opvarmningen til termofil udrådning (55 °C) kunne påbegyndes i løbet af eftermiddagen. Selve opstarten med den første indfødning skete så næste morgen. I et enkelt tilfælde kom podematerialet først frem om morgenen således at det stod ca. 1 døgn i rådnetanken før indfødningen startede.

Opstarten blev påbegyndt med 10 l podemateriale og med en startbelastning på 0,57 l biomasse med tørstofindhold på ca. 5% jævnt stigende til en belastning på 1,33 l biomasse ved fuld dosering. Figur 4.3.4 viser den tilsatte mængde biomasse og den organiske belastnings stigning under indkøringen. Med udgangspunkt i 10 l podemateriale ved starten blev fuld ind og udtag opnået efter 19 døgn. De første 14 dage blev der således alene tilført biomasse og ikke udtaget udrådnet materiale bortset fra at der hver dag blev udtaget 100 ml til analyse.

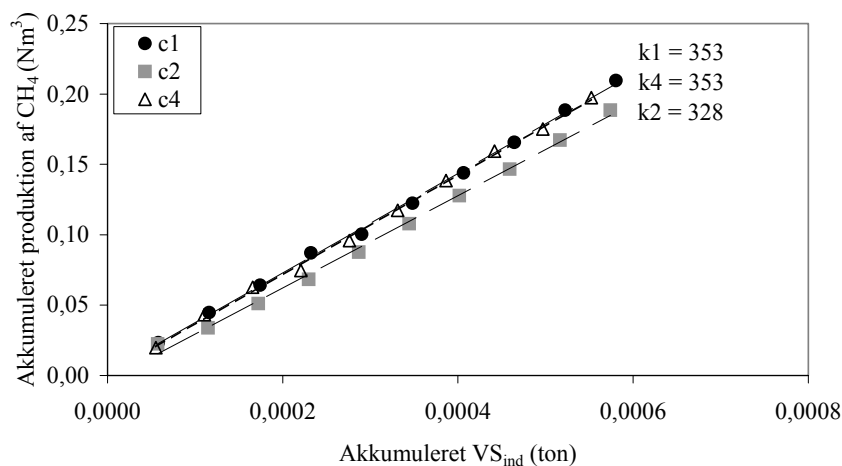
Den valgte strategi medførte at den organiske belastningen blev øget jævnt fra ca. 2,43 kgVS/m³, døgn i begyndelsen til 2,83 kgVS/m³, døgn.



Figur 4.3.4: Tilførsel af biomasse pr døgn (liter/døgn) og organisk belastning (kg VS_{ind}/m³, døgn) ved opstart af udrådningsforsøgene.

4.3.5 Bestemmelse af metanudbyttet.

Efter etablering af en længere periode med stabil drift er en sammenhængende periode på 10 dage valgt til bedømmelse af metanudbyttet for hver type affald. Det bestemmes ved lineær regression af sammenhængen mellem den akkumulerede metanproduktion som funktion af den tilførte mængde organisk stof opmålt som VS, som det fremgår af figur 4.3.5, hvor sammenhængen og det beregnede metanudbytte er angivet for tre forskellige typer affald.



Figur 4.3.5: Akkumuleret metanproduktion som funktion af akkumuleret tilførsel af organisk stof målt som VS

Sammenhængen har i alle tilfælde været lineær og altid med en regressionskoefficient > 0,997.

4.3.6 Efterafgasning og karakterisering af udrådnet biomasse ved forsøgets afslutning

Efter en tilstrækkelig lang periode med stabil drift blev indfødningsen af biomasse stoppet. 1,5 l udrådnet biomasse blev udtaget af reaktoren og sendt til DTU til efterudrådning i batchforsøg se afsnit 4.4.

Den resterende mængde på ca. 18,5 l blev efterudrådnet i pilotrådnetanken indtil gasproduktionen ophørte. Herefter blev rådnetanken tømt og den resterende mængde materiale blev opmålt og karakteriseret herunder blev indhold af papir, plast, grus og lign. registreret.

4.4 Rötförsök i pilot-skala: Resultat

Åsa Svärd och Jes la Cour Jansen, Avdelningen för Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik, Lunds Tekniska Högskola.

4.4.1 Dataöversikt

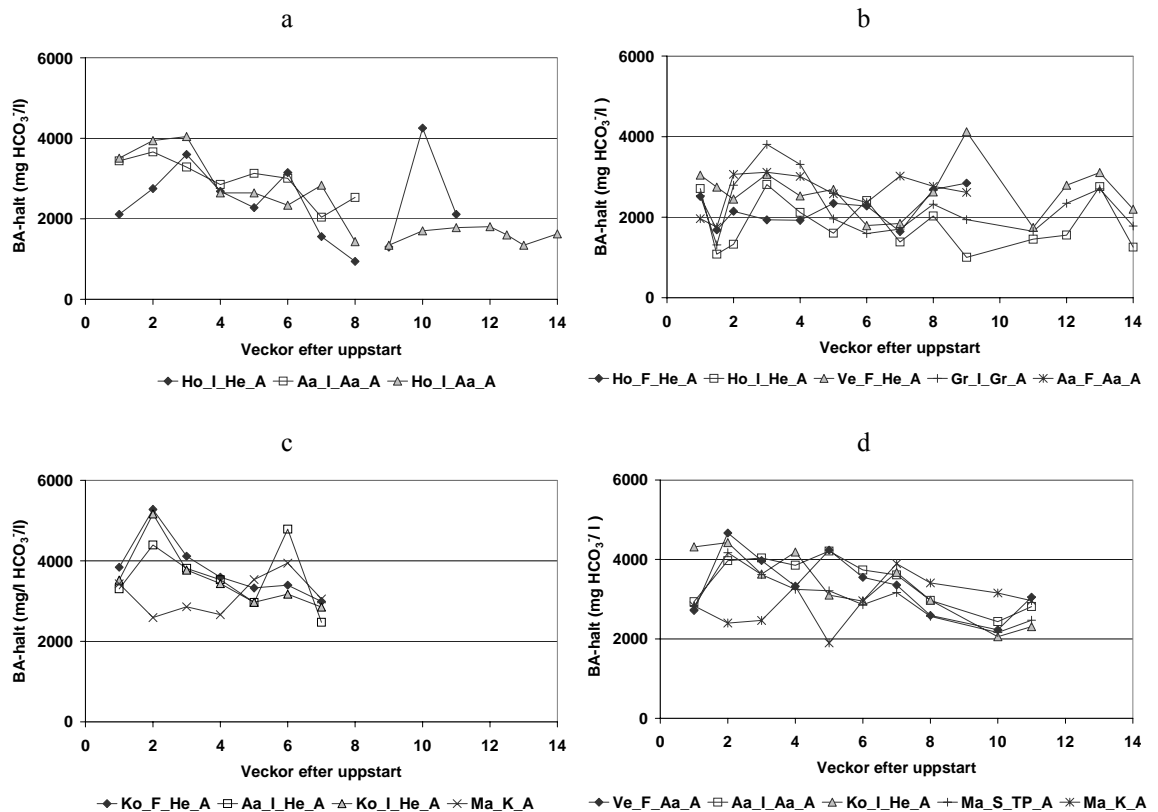
I detta kapitel redovisas samlade data från de fyra rötomgångarna som genomförts på försöksstationen på Sjölanda reningsverk i Malmö. Datamaterialet omfattar resultat från rötrestanalyser, resultat från kontroll av metanproduktionens utveckling under ett dygn, bearbetade resultat som innefattar bl.a. nedbrytningsgrad, metanproduktion per dygn, metanproduktion per mängd tillfört organiskt material och metanutbyte, uppdelad/sorterad data och resultat från efterutrötning och analyser av färdigrötat avfall.

4.4.1.1 Resultat från veckoanalyser av rötresten

Under driften av röt kamrarna har ett prov per dygn tagits ut. Ett prov per vecka har analyserats för följande parametrar:

- HCO_3 , VFA
- TS/VS, COD
- P-tot, $\text{NH}_4\text{-N}$ och N-tot

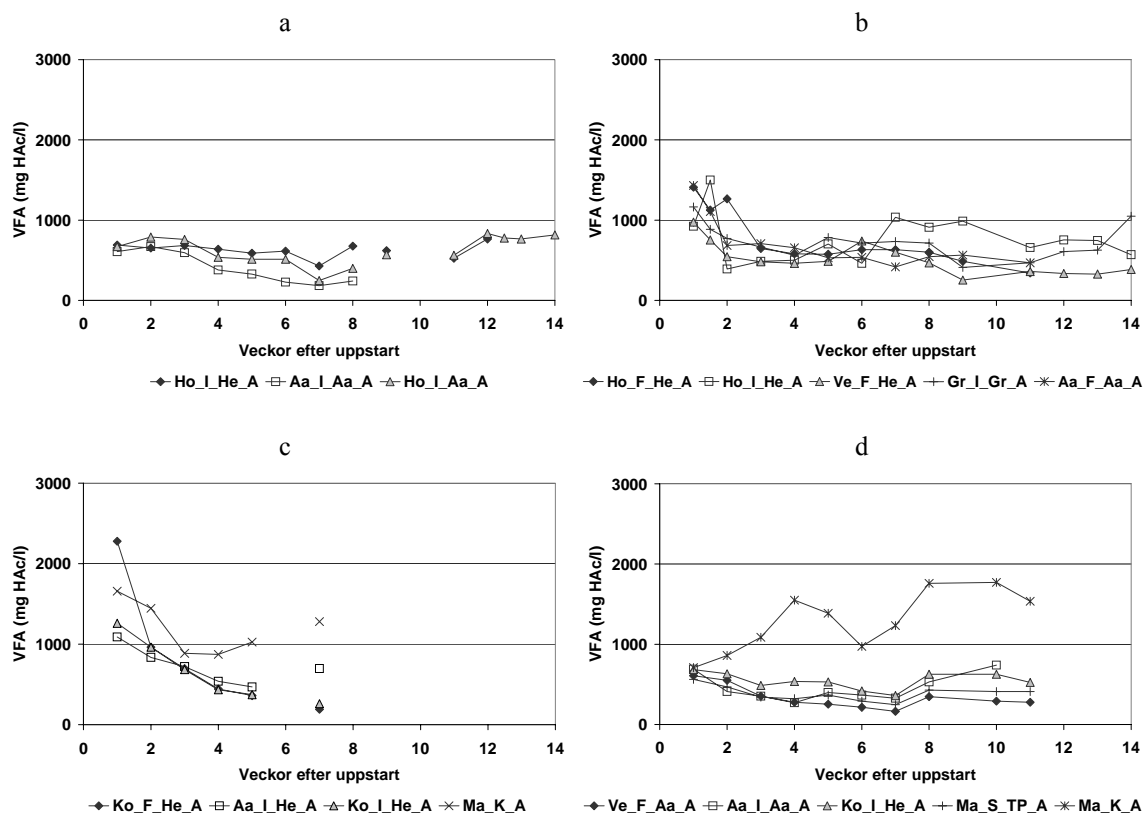
Vätekarbonathalten och andelen flyktiga fettsyror kan användas för att beräkna bikarbonatalkaliteten (BA). BA-halten för respektive avfallstyp från uppstart till och med fulldriftsperioden visas i figur 4.4.1 nedan.



Figur 4.4.1: BA-halten i rötresten för varje avfallstyp rötad under respektive rötomgång a-d

För vissa avfallstyper har BA-halten sjunkit till värden ner mot 1000, speciellt i uppstartsperioden. BA-halten har därför i vissa fall höjts genom att tillsätta doser av natriumvätekarbonat (NaHCO_3).

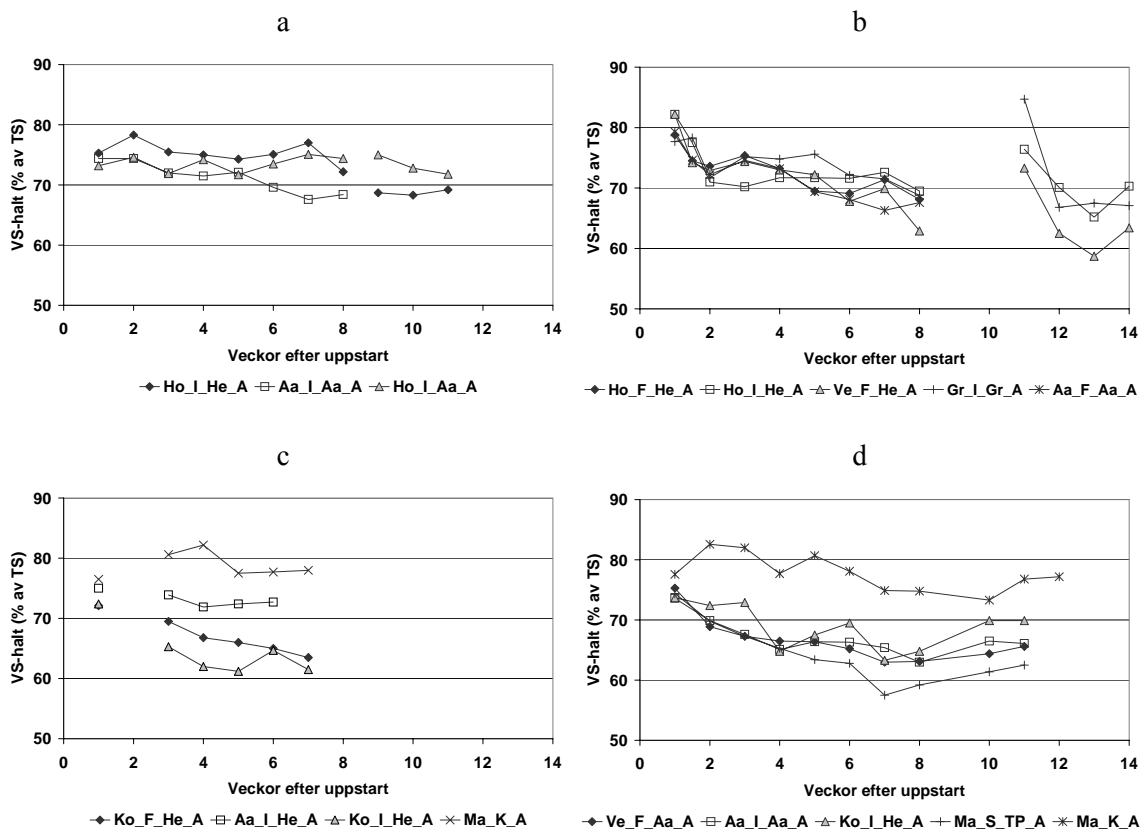
Ett mått på andelen flyktiga fettsyror (VFA) under belastningsperioden (uppstart och fulldrift) har erhållits genom att analysera halten av acetat i rötresten. Acetathalten visas i figur 4.4.2.



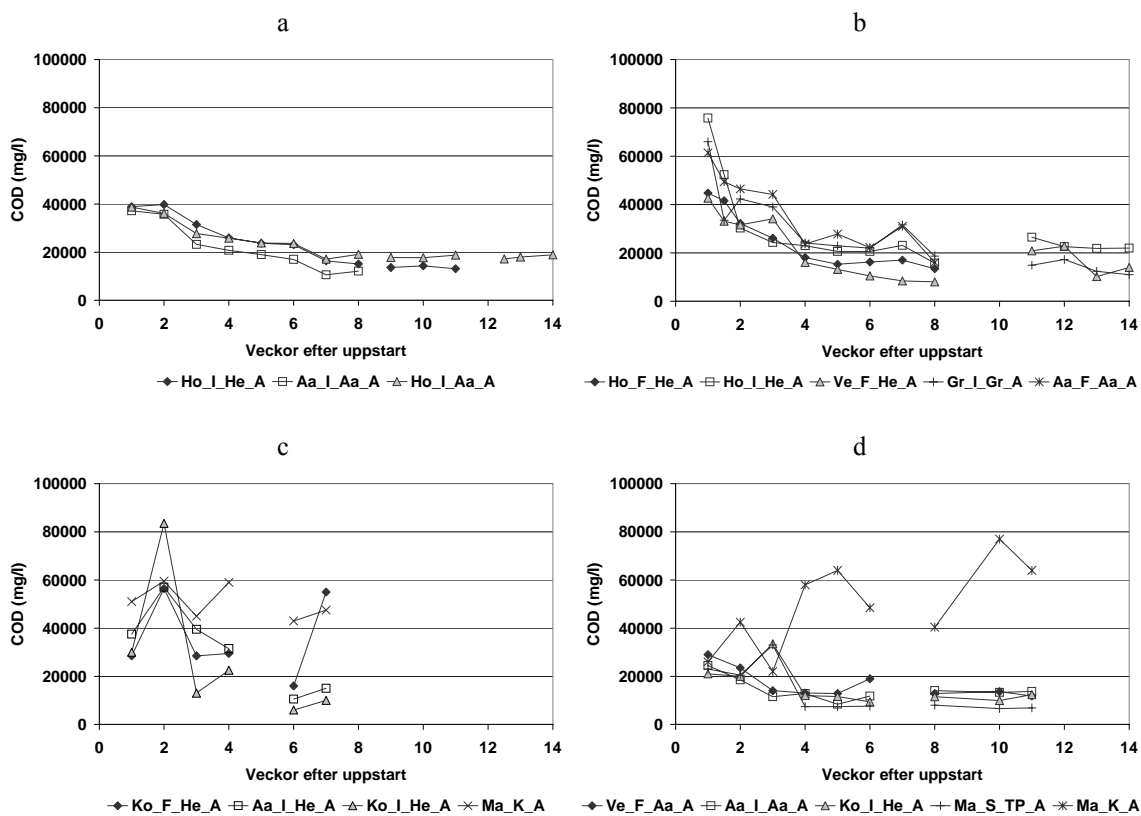
Figur 4.4.2: VFA-halten (som acetat) i rötresten för varje avfallstyp rötad under rötomgång a-d

Under omgång b och c var acetathalten initialt högre (1000-2000 mg/l) i samband med uppstarten men stabiliserade sig vid ett lägre värde för de flesta avfall. För Ma_K_A (köksavfall i Malmö) stabiliserade sig acetathalten inte, varken under rötomgång c eller d.

Som ett mått på hur mycket organiskt material som bryts ned under rötningen har VS-halten (volatile solids) och COD-halten analyserats varje vecka från uppstart fram till inmatningsstopp. Eftersom rötrestmaterialet sedimenterar ganska snabbt har det varit svårt att ta ut representativa prover. VS-halten visas i figur 4.4.3 och COD-halten visas i figur 4.4.4.



Figur 4.4.3: VS-halten (som % av TS) i rötresten för varje avfallstyp rötad under rötomgång a-d



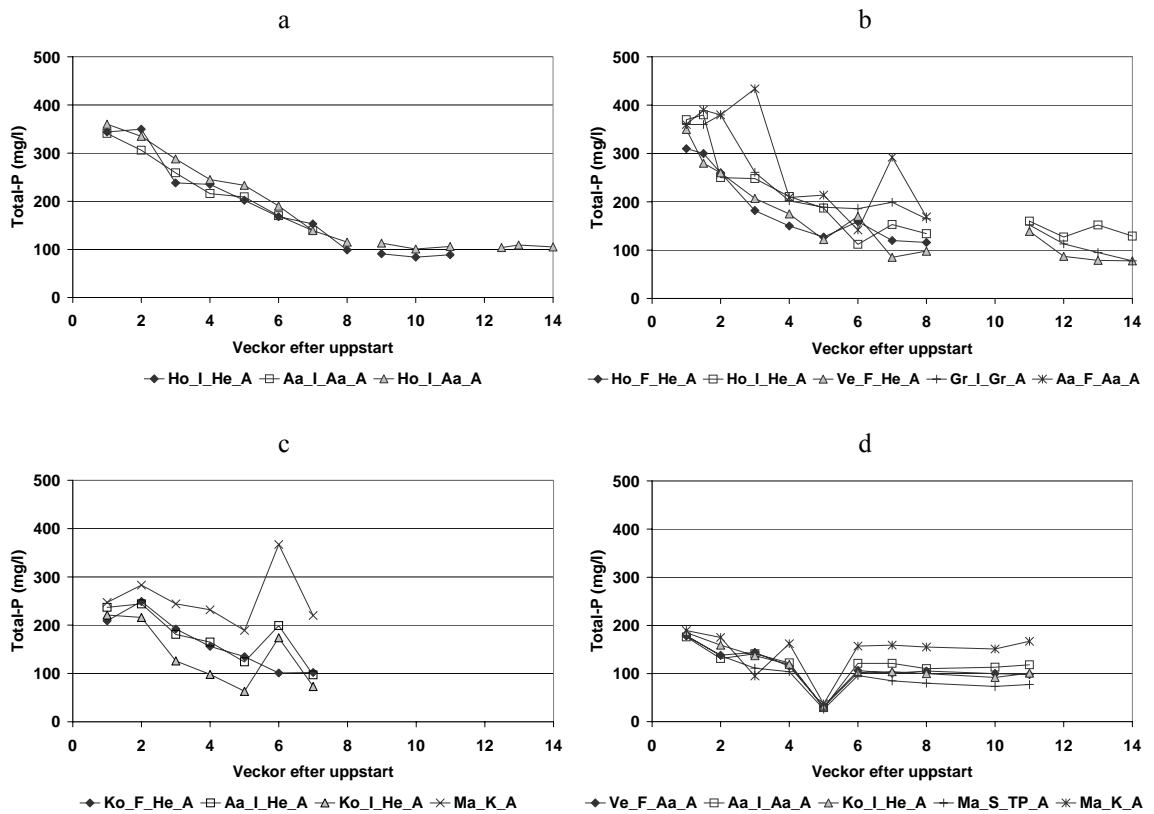
Figur 4.4.4: COD-halten i rötresten för varje avfallstyp rötad under rötomgång a-d

VS-halten har i de flesta fall minskat från runt 80 % (av TS) till runt 65 % (av TS). Det organiska innehållet vid rötning av Ma_K_A har emellertid inte brutits ned särskilt väl och VS-innehållet ligger därför högt under bägge testperioderna c och d. De tillfälligt höga värdena på VS-halten under vecka 11 i rötomgång b förklaras förmodligen av att uttag/analys av rötrestprov gjorts på felaktigt sätt.

Även COD-halten verkar överlag minska, med vissa undantag. Variationerna i COD-halten är i vissa fall stora på prover uttagna med bara en veckas intervall, framförallt under rötomgång c och d, vilket gör att COD-halterna inte använts för några vidare driftskontroller.

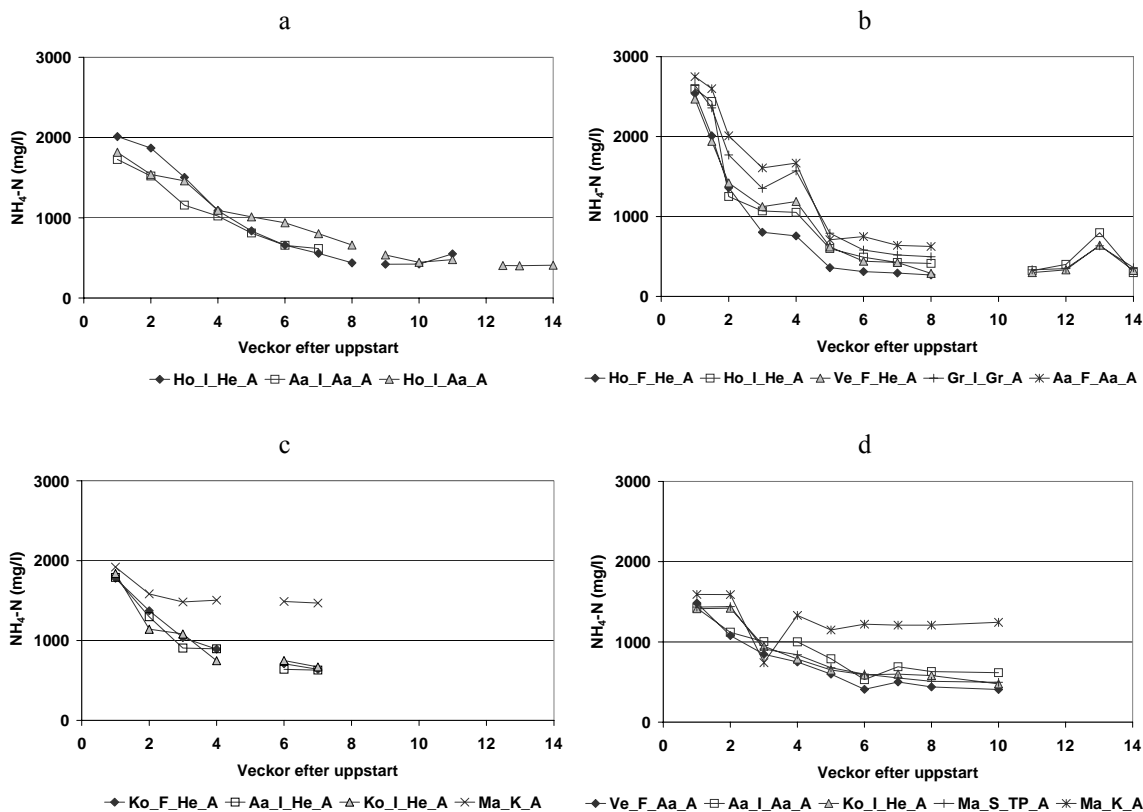
Näringsinnehållet i rötkamrarna har analyserats som totalfosfor, ammoniumkväve och totalkväve.

Totalfosforhalten visas i figur 4.4.5.



Figur 4.4.5: Totalfosfor i rötresten för varje avfallstyp rötad under rötomgång a-d

Ammoniumkväve visas i figur 4.4.6.



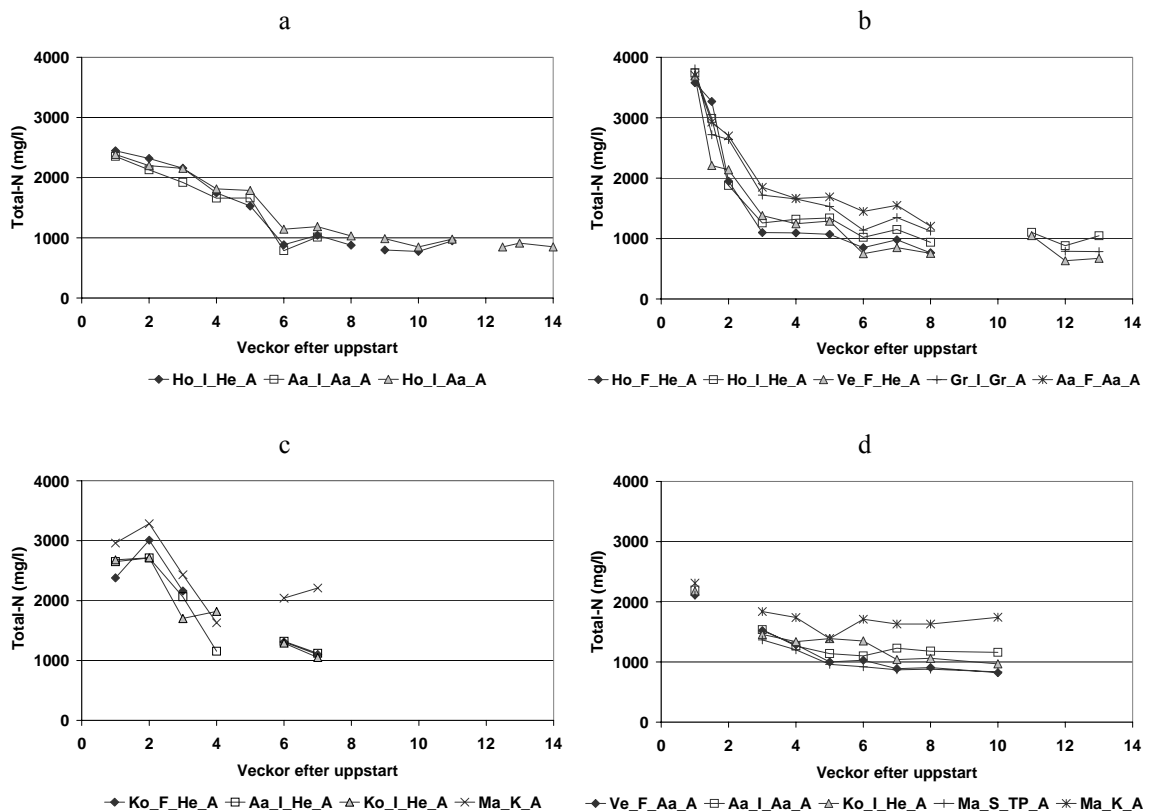
Figur 4.4.6: Ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) i rötresten för varje avfallstyp rötad under rötomgång a-d

Ammoniumhalten startar vid ett högre värde, runt 2000 mg/l men stabiliserar sig i de flesta fall runt 500 mg/l, efter att fulldrift uppnåtts. Förklaringen till detta är att ympen innehåller mer ammonium än inmatat avfall. När ympen byts ut mot avfallet minskar ammoniumhalten för alla avfallstyper utom Ma_K_A . Vid rötningen av Ma_K_A stoppades inmatningen vid flera tillfällen får återhämtning och när avfall matades in var det oftast en mindre mängd som tillfördes än i övriga rötkamrar därför byttes aldrig ympen ut i lika stor utsträckning, vilket förklarar en högre ammoniumhalt under hela testperioden i omgång c och d.

Den höga ammoniumhalten (nästan 3000 mg/l) i omgång b kan förklaras av ett högre ammoniuminnehåll i ympmaterialet (pga. att högre andel slaktavfall än tidigare rötades).

Den höga ammoniumhalten gav problem och en mer utdragen uppstartsperiod. I de två sista omgångarna användes istället ymp från Vänersborg.

Totalkvävehalten visas i figur 4.4.7.



Figur 4.4.7: Totalkvävehalten (N-tot) i rötresten för varje avfallstyp rötad under rötomgång a-d

Även här syns ett högre kväveinnehåll initialt i omgång b, pga. den kväverika ympen.

4.4.1.2 Resultat från dagliga analyser av rötresten

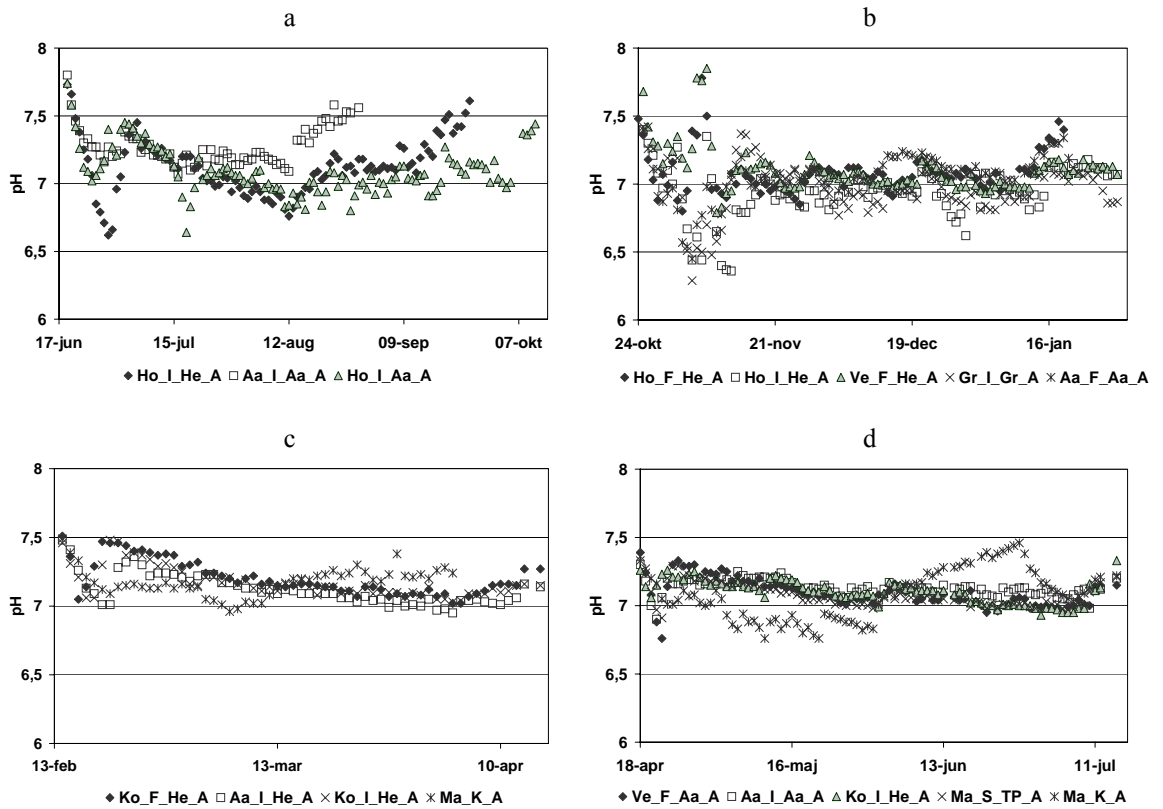
Temperatur och pH har på de dagligen uttagna rötrestproverna för kontroll av driften.

pH-värde för varje dag under hela driftperioden, från uppstart till och med efterutrötning, visas i figur 4.4.8.

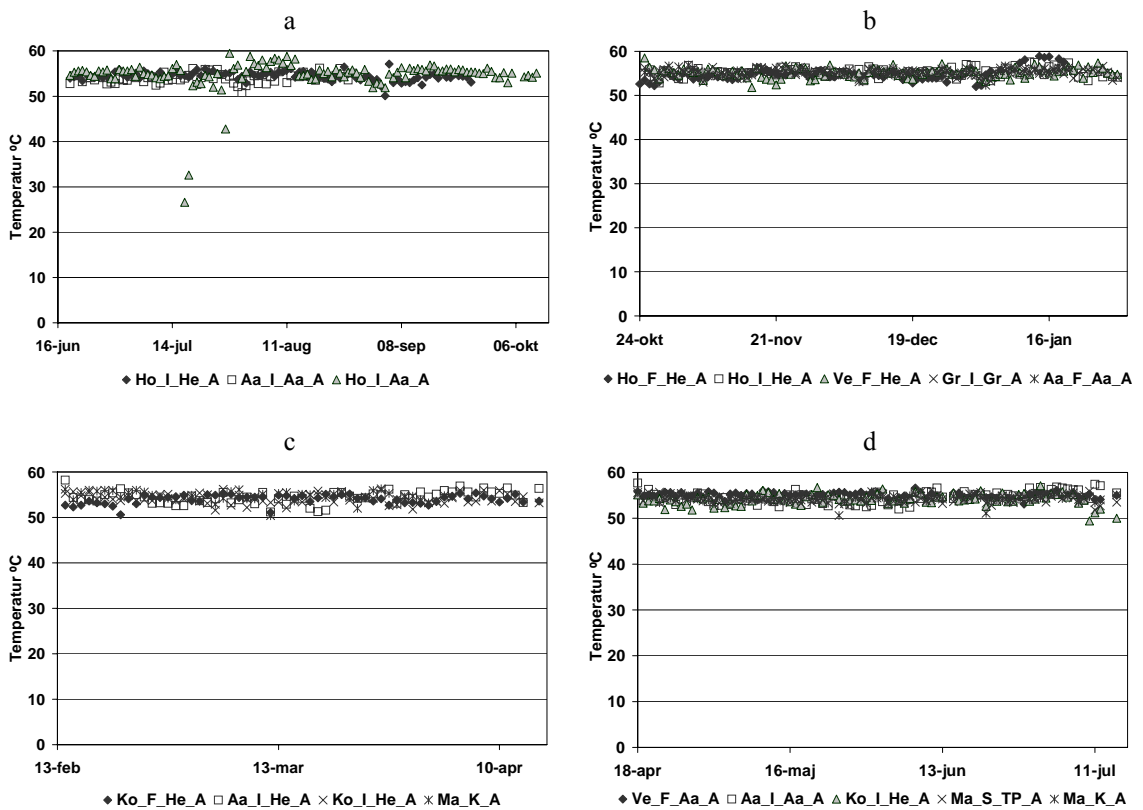
pH-värdet har tenderat att minska under uppstarten för att stabilisera sig runt 7. Vid slutet av testperioden, vid stoppad inmatning och efterutrötning, har pH stigit åter. Vid plötsliga pH-minskningar har natriumvätekarbonat tillsatts för att höja alkaliteten.

Temperaturen i rötkastrarna har varit inställd på 55 °C vilket kontrollerats genom temperaturmätning av rötresten varje dag. Uppmätt temperatur under hela testperioden visas i figur 4.4.9.

Temperaturen har som synes varierat lite grann kring 55 °C. Dessa variationer har emellertid inte medfört någon driftstörning. Den låga temperatur som uppmättes i mitten av juli i första rötomgången (Ho_I_Aa_A) orsakades av att ett överhettningsskydd löste ut två dagar i rad vilket stängde av uppvärmningen.



Figur 4.4.8: pH i rötresten för varje avfallstyp rötad under rötomgång a-d. Ett värde per dygn.

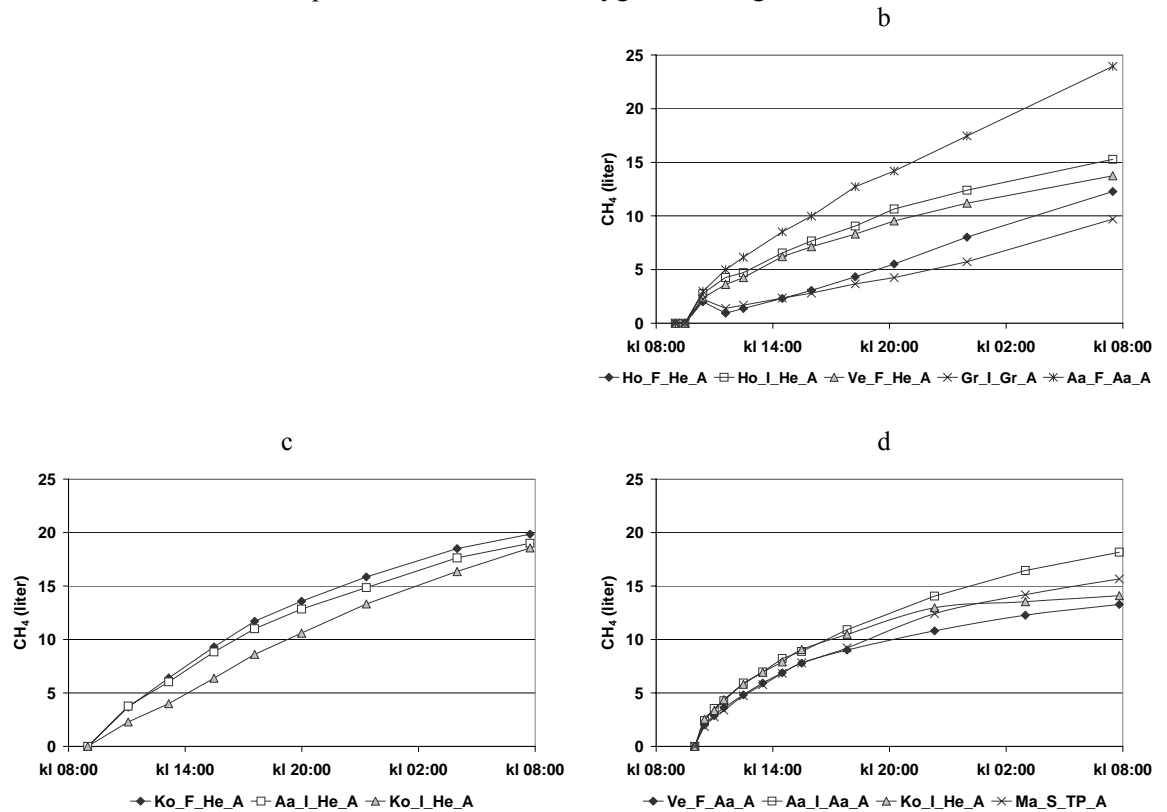


Figur 4.4.9: Rötrestens temperatur för varje avfallstyp rötad under rötomgång a-d. Ett värde per dygn.

4.4.1.3 Kontroll av metanutvecklingen under ett dygn

under rötomgång b-d har gasproduktionen avlästs flera gånger under samma dygn för att kontrollera hur långt efter inmatningen som metanproduktionen kommer igång och om den avtar eller faktiskt avstannar efter en viss tid.

Den samlade metanproduktionen under ett dygn visas i figur 4.4.10.



Figur 4.4.10: Kontroll av metanproduktionen under ett dygn. Totalt bildad metanmängd vid olika tidpunkter för varje avfallstyp rötad under rötomgång b-d. Under första rötomgången (a) gjordes ej denna kontroll.

Metangasen produceras snabbast precis i början av mätningarna (strax efter inmatning) därefter är den ganska jämn ett tag för att plana ut under slutet av mätperioden. Metanproduktionen stannar aldrig av helt.

I omgång b blev inmatningsventilerna för två av rötakammarna (Ho_F_He_A och Gr_I_Gr_A) utbytta samma dag som mätningarna gjordes. Bytet gjordes någon timme efter inmatning vilket kan förklara att dessa avfalls metanutveckling inte följer de övriga.

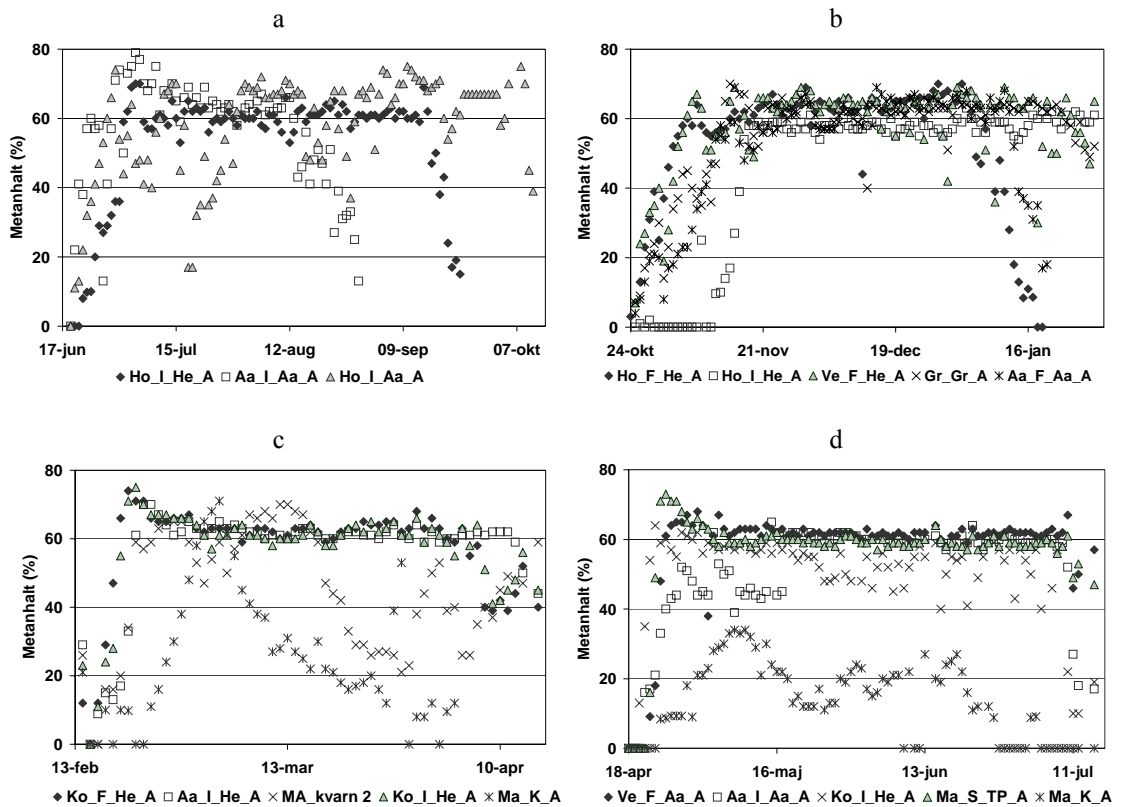
4.4.1.4 Bearbetade data

Utifrån dagliga mätningar och analyser gjorda en gång per vecka har ett antal parametrar beräknats. Dessa har använts för kontroll av driften och för att slutligen utvärdera respektive avfallstyps metanutbyte. Följande parametrar kommer att visas i detta avsnitt:

- Metaninnehåll
- Metanproduktion per dygn
- Nedbrytningsgrad
- Metanproduktion per tillförd mängd organiskt material för varje dygn
- Ackumulerad mängd producerad metan mot ackumulerad mängd tillfört organiskt material (VS) under en utvald stabil period (tio dygn)

Figur 4.4.11 visar metaninnehållet i producerad gas från respektive avfallstyp under hela testperioden (från uppstart till och med efterutrötning).

Figur 4.4.12 visar den dagliga metanproduktionen uttryckt i normalkubikmeter (dvs. uppmätta värden är omräknade till normaltryck, 1 atm och normaltemperatur, 0 °C).



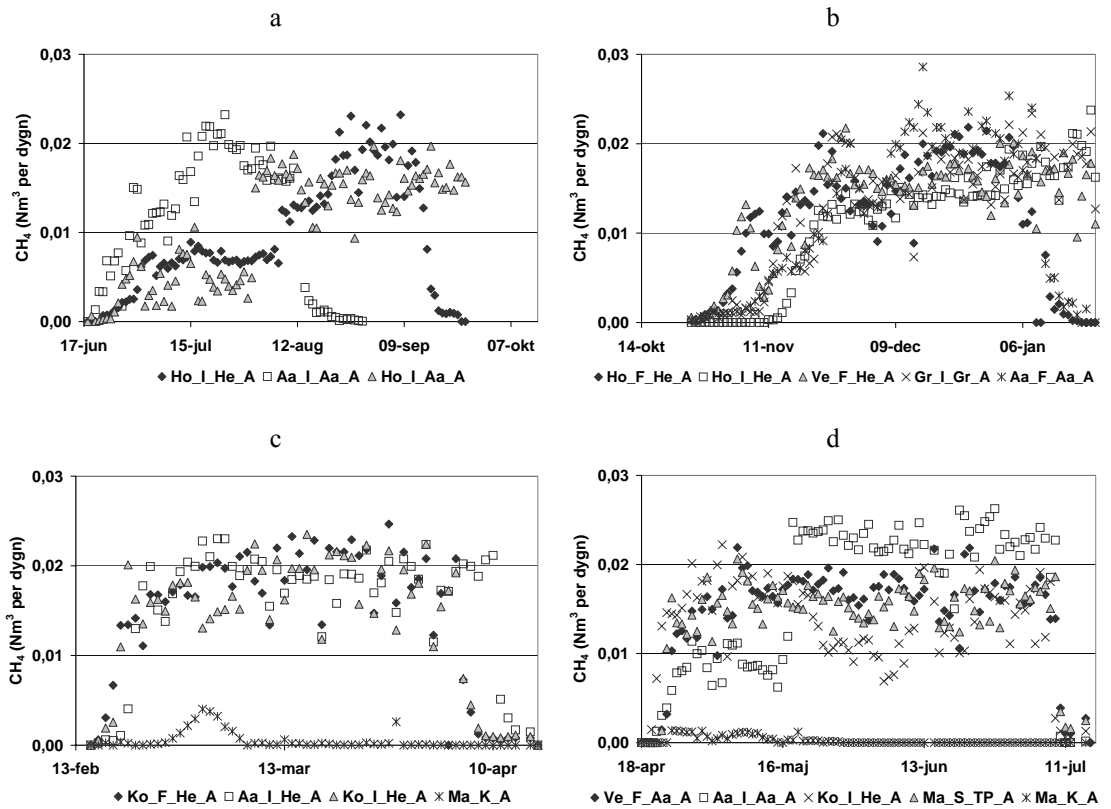
Figur 4.4.11: Metanhalt i dagligen producerad biogas

Metanhalten har vid fulldrift legat runt 65 % med undantag för driftstörningar. Vid stoppad inmatning syns en tydlig minskning av metanhalten. Vid rötning av avfallstypen Ma_K_A i omgångarna c och d stabiliserar sig dock aldrig metanhalten.

Den låga metanhalten för Ho_I_Aa_A i mitten av juli under omgång a sammanfaller med att värningen stängdes av pga. utlöst överhettningsskydd. Metanproduktionen per dygn var också låg under denna period men hämtar sig efter ett par veckor.

Metanproduktionen per dygn stiger gradvis under uppstartsperioden, stabiliserar sig under en period och faller relativt snabbt efter stoppad inmatning.

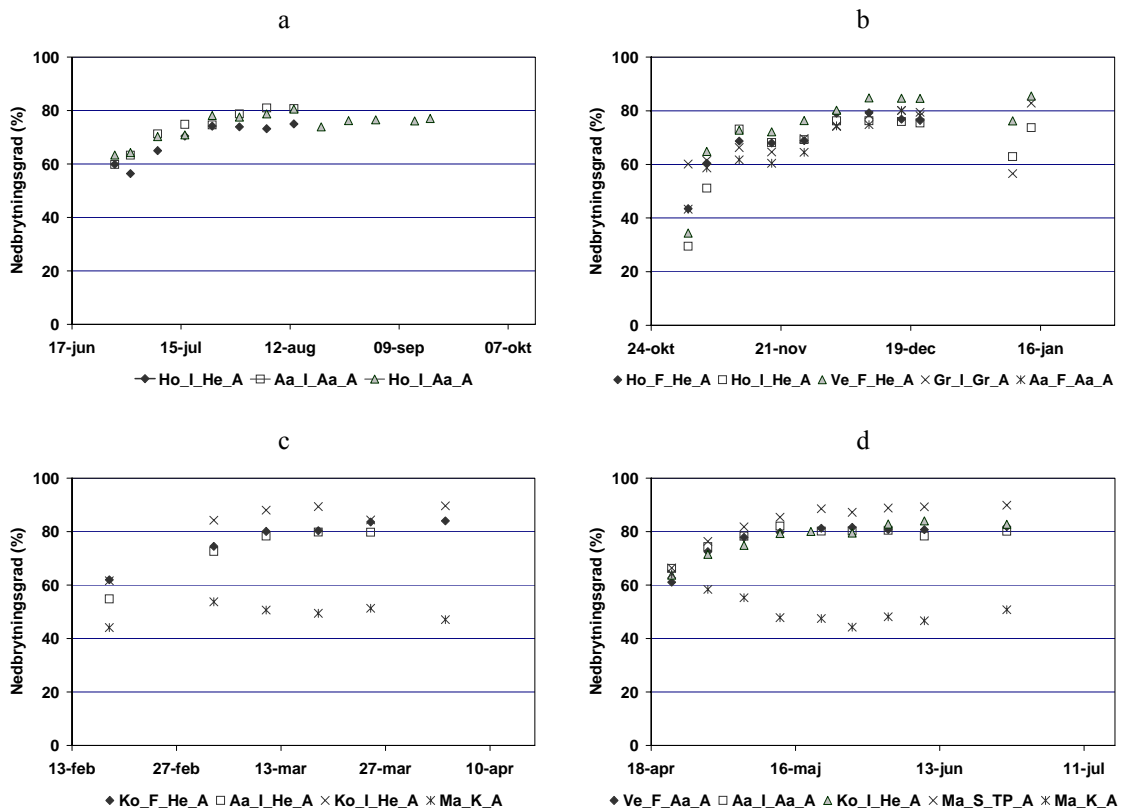
Den plötsliga stigningen för Ho_I_He_A i omgång a förklaras av att en läcka tätades i början av augusti. Samma fenomen syns tydligt för Aa_I_Aa_A i rötomgång d där en läcka hittades i mitten av maj.



Figur 4.4.12: Metanproduktion per dygn ($\text{Nm}^3 \text{CH}_4$ per dygn)

Nedbrytningsgrad har beräknats utifrån gjorda analyser av VS-innehållet i rötresten och ger ett mått på hur mycket av det organiska material som tillförts röt-kammaren som brutits ned.

Nedbrytningsgraden visas i figur 4.4.13.



Figur 4.4.13: Nedbrytningsgrad för varje avfallstyp rotad under rötomgång a-d.

Nedbrytningsgraden stabiliserar sig kring 80 % för alla avfall som uppnår stabil drift. För Ma_K_A som ej uppnår stabil drift är nedbrytningsgraden låg.

I tabell 4.4.1 visas den dagliga metanproduktionen per inmatad VS under den ”stabila” driftperioden. Med ”stabil” avses här en period som börjar någon eller några veckor efter att full inmatning påbörjats (då någorlunda ”normala” värden uppmätts och ympens påverkan är väsentligt reducerad) och som slutar när inmatningen stoppas och efterutrötningen påbörjas. Inom en ”stabil” driftperiod kan tillfälliga driftstörningar ha skett som t.ex. motorhaverier, läckage, uppvärmningsproblem, vilket förklarar en del låga värden i tabellen. Den utvalda 10 dygnsperioden för utvärdering har inte inkluderat någon period med någon sådan driftstörning.

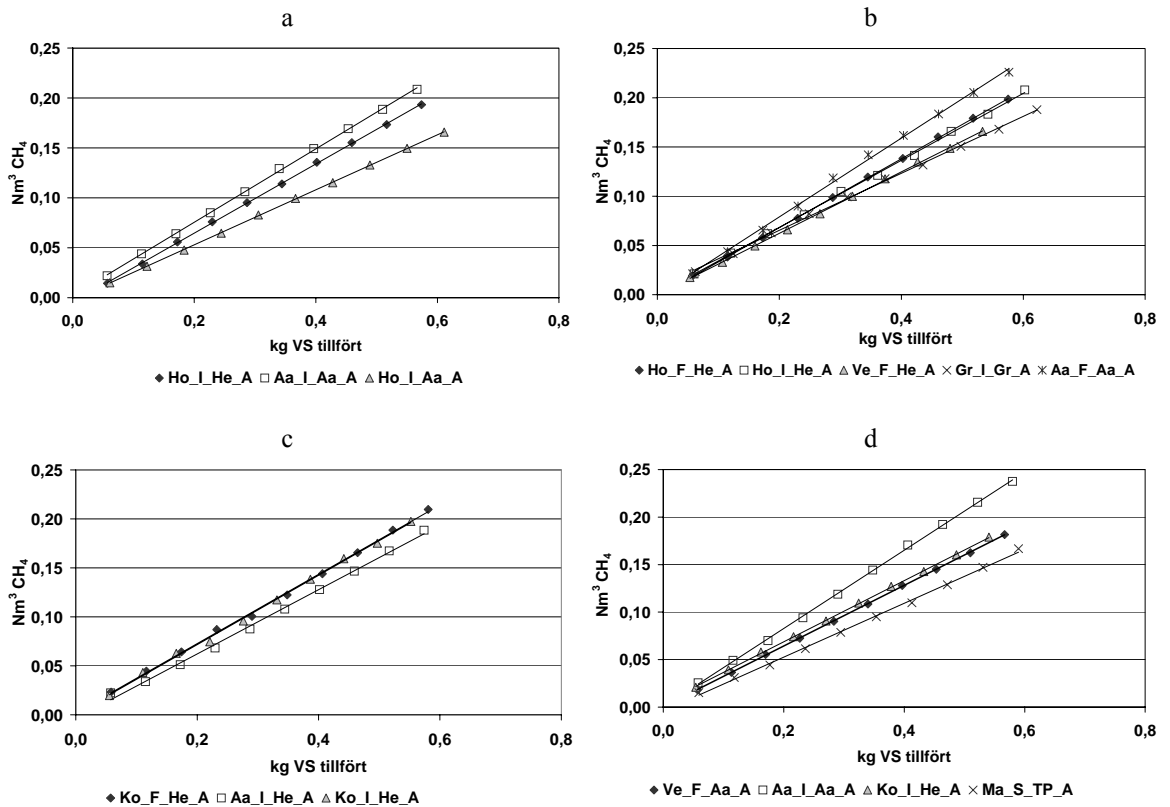
Variationer i metanproduktionen beror delvis på att avläst gasproduktion och inmatning av nytt avfall inte skett på exakt samma tidpunkt varje dag. Speciellt förekommer sådana avvikelser under helger.

För Ma_K_A finns det inga resultat eftersom försöksrötningarna av detta avfall (i omgång c och d) aldrig uppnådde stabil drift.

Tabell 4.4.1. Metanproduktion i Nm³ per ton VS_{in} och dygn för den stabila driftperioden. (Gråmarkerade fält anger den utvärderade 10-dygnsperioden).

Ho_I_He_A	Aa_I_Aa_A	Ho_I_Aa_A	Ho_F_He_A	Ho_I_He_A	Ve_F_He_A	Gr_I_Gr_A	Aa_F_Aa_A	Ko_F_He_A	Aa_I_He_A	Ko_I_He_A	Ma_K_A	Ve_F_Aa_A	Aa_I_Aa_A	Ko_I_He_A	Ma_S_TP_A	Ma_K_A
213	210	246	344	238	320	264	292	340	401	301		387	426	325	299	
195	223	269	368	217	312	222	298	305	347	275		346	392	337	277	
228	289	265	268	232	281	234	347	362	329	353		351	410	385	290	
223	281	277	333	237	275	231	280	370	341	406		301	410	340	266	
223	366	300	265	231	300	118	261	315	361	353		298	405	345	258	
230	395	268	241	219	303	270	225	292	357	254		290	409	301	255	
236	221	260	261	234	290	341	227	231	270	374		306	412	303	254	
217	328	290	217	234	275	299	232	379	341	293		290	430	352	300	
225	319	271	275	247	287	243	224	317	295	357		277	389	322	278	
246	387	267	230	241	284	312	236	401	322	357		304	431	290	283	
230	386	307	236	269	246	293	274	368	329	425		313	401	326	271	
249	348	281	229	239	283	306	328	337	322	354		324	382	345	278	
285	371	242	188	224	318	270	346	393	328	214		323	396	336	212	
317	373	219	158	269	328	295	339	231	211	384		320	373	288	269	
370	410	256	187	234	290	283	370	378	322	391		333	405	310	278	
325	351	173	268	235	308	220	388	371	275	382		302	423	306	257	
326	344	172	211	237	310	293	379	371	333	379		314	377	261	242	
402	341	263	256	289	305	249	423	395	332	285		322	369	242	237	
296	349	253	299	237	333	264	496	364	324	404		346	370	202	228	
252	309	213	326	236	333	280	408	376	379	266		301	376	187	246	
336	300	250	281	283	319	344	341	253	296	355		305	392	197	234	
384	303	273	154	248	259	212	378	326	315	393		337	421	210	279	
352	344	273	312	322	323	244	379	425	357	232		283	375	208	259	
335	319	253	348	265	308	267	357	273	258	354		287	366	365	270	
325	311	278	325	254	297	221	344	371	362	305		272	384	319	221	
379	280	224	284	311	274	356	365	303	347	327		285	426	277	293	
342	347	153	334	258	265	267	329	319	322	540		242	384	287	290	
316	282	258	332	295	224	261	326	476	518	199		308	372	283	279	
347	285	260	342	269	302	342	409	212	200	280		310	329	241	251	
243	282	273	342	327	376	288	338	291	301	312		333	328	236	322	
404	278	268	366	298	251	376	331		299			303	365	170	310	
244	284	322	362	273	332	295	382		337			333	259	151	332	
305	304	378	328	273	377	338	391		352			325	450	157	219	
334		340	380	227	269	314	308		347			306	439	206	231	
		219	330	287	350	275	367		328			288	409	165	221	
		233	336	289	312	297	357		360			280	359	232	277	
		208	327	351	358	221	313		369			291	414	238	211	
		202	373	349	197	304	440					304	428	355	294	
		296	310	329	295	280	327					384	437	364	289	
		263	310	318	318	321	347					240	453	293	251	
		240	302	394	320	302	295					262	374	187	224	
		251	310	270	323	299	286					252	403	228	294	
		268	360	335	273	285	417					293	379	238	231	
		263	342	407	356	343	318					187	388	219	346	
		270	243	287	313	204						374	362	186	219	
		280	191	411	343	304						386	393	191	303	
		322	194	343	179	340						301	397	298	289	
		255	216	291	265	201						259	374	251	329	
		273		339	310	237						304	417	359	264	
		243		361	334	244						291	396	319	279	
		229			206	178						316	320	312	273	
		269			300	206						282		302	295	
					367	262						311		295	288	
					279	198						308		296	300	
					292							328		205	256	
					302							272		266		
					274							276		290		
												278		275		
												313		319		
												327		205		
												293		354		
												245		219		
														334		

Figur 4.4.14 visar den ackumulerade metanproduktionen som funktion av den ackumulerade mängden organiskt material som tillförts under de utvalda 10-dygnsperioderna. Till datapunkterna har anpassats en linjär regressionslinje för varje avfallstyp. Lutningen på respektive regressionslinje ger metanutbytet som Nm^3 metan per kg VS_{in} .



Figur 4.4.14: Ackumulerad metanproduktion som funktion av ackumulerad mängd tillförd VS under de utvalda 10-dygnsperioderna

Ma_K_A utgår i omgång c och d eftersom stabil fulldrift aldrig uppnåddes. Anpassningen av linjerna till punkterna är god för alla avfallstyperna. Alla linjer har ett R^2 -värde över 0,997, dvs. nästan 1.

4.4.2 Uppdelad/Sorterad data

I detta avsnitt har de beräknade metanutbytena använts för att jämföra olika parametrar som skiljer avfallen åt.

I tabell 4.4.2 visas alla metanutbyten som uppmätts under testomgångarna. Avfallens ursprung och förbehandlingsmetod presenteras.

Tabell 4.4.2. Metanutbyte som Nm³ CH₄ per ton VS_{in} (organiskt innehåll) för respektive förbehandlingsmetod. De avfallstyper som ej kunnat utvärderas eftersom ej stabil drift uppnåtts markeras med streck.

	Skiv- sikt	Skruv- separator	Shredder + magnet	Köskvarnar separator
011003 Gr_Gr_A			289	
010514 Ho_I_He_A	347			
011001 Ho_I_He_A	340			
011001 Ho_F_He_A	349			
010521 Ho_I_Aa_A		275		
020116 Ko_I_He_A	353			
020321 Ko_I_He_A	322			
020116 Ko_F_He_A	353			
011001 Ve_F_He_A	311			
020408 Ve_F_Aa_A		319		
020116 Aa_I_He_A	328			
010521 Aa_I_Aa_A		367		
020408 Aa_I_Aa_A		410		
010927 Aa_F_Aa_A		400		
020201 Ma_K_A				-
020417 Ma_K_A				-
020416 Ma_S_TP_A				284

I tabell 4.4.3 visas medelvärden (och standardavvikelser) för metanutbyten av avfall med samma karaktär i fråga om förbehandlingsmetod, ursprung, köksemballage och säcktyp.

Tabell 4.4.3. Beräknade medelvärden av metanutbyten (Nm³ CH₄ per ton inmatad VS) tillsammans med standardavvikelse och antal testade avfall av respektive typ (n) för jämförelse av olika förbehandlingsmetod, ursprung, köksemballage, säcktyp. Medelvärden för avfall testrotade med respektive ymp och avfall i respektive rötomgång har också tagits med

	Metanutbyte Nm ³ CH ₄ per ton VS _{in}	Standard- avvikelse	n
<i>Förbehandling</i>			
Skruvseparator	354	57	5
Skiv-sikt	338	16	8
<i>Ursprung</i>			
Individuella	337	40	9
Gemensamma	336	40	6
<i>Emballage i köket</i>			
Plast	351	36	9
Papper	314	35	6
<i>Säcktyp</i>			
Papper	329	31	4
Ingen	339	43	11
<i>Ymp</i>			
Kalmar	335	41	8
Vänersborg	338	39	7
<i>Rötomgång</i>			
1	330	48	3
2	338	42	5
3	345	14	3
4	323	58	4

De största skillnaderna hittas i jämförelse mellan förbehandlingstyperna skruvseparator och skivsiakt och i jämförelse mellan plast och papper som emballage i köket. Skillnaden mellan plast och papper som emballage har visat sig statistiskt signifikant vid tvåsidigt t-test på en 90 % nivå, men skillnaden mellan förbehandlingstyperna är inte statistiskt signifikant.

4.4.3 Efterutrötningsresultat

I tabell 4.4.4 och tabell 4.4.5 visas resultat av de analyser och mätningar som gjorts på rötresten efter att inmatningen stoppats i respektive rötomgång. Restmetanutbyte har mätts på en del av rötresten genom batchförsök på DTU samtidigt som återstående rötrest efterutrötats i pilotrötkamrarna på Sjölunda.

Tabell 4.4.4. Restmetanutbyte mätt dels på DTU och dels på Sjölunda samt analysresultat av DLGs analyser av rötrest uttagen första dagen efter inmatningsstopp.

Avfallstyp	Restmetan utbyte (DTU)	Restmetan utbyte (Sjölunda)	Råfett	Råprotein	Ved- ämne	Aska	EFOS	Stärk- else	Socke r
	Nm ³ CH ₄ per ton VS _{in}	Nm ³ CH ₄ per ton VS _{in}							
Ho_I_He_A	38	70	6	27	15	28	47		
Aa_I_Aa_A	48	27	8	22	19	30	36	0,2	
Ho_I_Aa_A	48	75 *							
Ho_F_He_A	25	47							
Ho_I_He_A	53	25 *	5	24	16	30	46	0,3	0,8
Ve_F_He_A	35	31	5	21	16	38	40	0,7	0,3
Gr_I_Gr_A	72	4 *	7	23	16	32	50	0,9	
Aa_F_Aa_A	35	39							
Ko_F_He_A	42	20	7	22	8	38	51	0,4	0,1
Aa_I_He_A	-	13							
Ko_I_He_A	43	14	6	22	19	27	39	0,3	0,3
Ma_K_A	166	30	7	21	13	34	39	9,9	0,0
Ve_F_Aa_A	35	13	5	22	14	31	48	0,3	0,0
Aa_I_Aa_A	44	5	4	20	9	39	57	0,4	0,3
Ko_I_He_A	37	27							
Ma_S_TP_A	35	6	7	20	13	35	50	0,3	0,0
Ma_K_A	13	0	6	18	16	35	44	0,3	0,2

* Efterutrötningen stoppades medan rötresten fortfarande gav en del gas, dvs värdet får anses som minimumvärde

Tabell 4.4.5. Resultat av ALcontrols analyser av rötrest uttagen första dagen efter inmatningsstopp. Endast sex av 17 avfall har analyserats pga. för liten torr mängd i uttaget prov.

Avfallstyp	Glöd- rest % av TS	VS % av TS	K % av TS	Tot P % av TS	Tot N % av TS	Kol % av TS	Väte % av TS	Tot S % av TS	Värme- värde MJ per kg TS	Cl g per 100 g
Ho_I_He_A	31	69	2,9	0,7	4,9	43	6,1	0,4	18	1,7
Gr_I_Gr_A	34	66	3,4	1,3	4,0	44	6,1	0,5	16	1,6
Ve_F_Aa_A	32	69	4,5	0,8	3,3	39	5,1	0,5	17	3,1
Aa_I_Aa_A	40	60	4,9	1,0	2,8	32	4,3	0,6	15	4,3
Ma_S_TP_A	36	64	3,9	0,9	3,1	36	4,7	0,6	16	3,7
Ma_K_A	35	65	2,8	0,8	2,7	36	4,9	0,5	16	2,8