

Aalborg Universitet



Madaffald fra storkøkkener

Kromann, Lisbeth; Madsen, Anne Seth; Schmidt, Jannick; Mathiesen, Brian Vad

Publication date:
2004

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link to publication from Aalborg University](#)

Citation for published version (APA):
Kromann, L., Madsen, A. S., Schmidt, J., & Mathiesen, B. V. (2004). *Madaffald fra storkøkkener*. Miljøstyrelsen. Arbejdsrapport: Miljøstyrelsen Nr. 1

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal -

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us at vbn@aub.aau.dk providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Madaffald fra storkøkkener

Niras A/S

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

FORORD	7
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	9
SUMMARY AND CONCLUSIONS	13
1 INDLEDNING	17
1.1 FORMÅL	17
1.2 MÅLGRUPPE	17
1.3 METODE	18
2 EKSISTERENDE SYSTEMER TIL INDSAMLING AF MADAFFALD FRA STORKØKKENER	21
2.1 SYSTEMER BASERET PÅ SPANDE	21
2.2 SYSTEMER BASERET PÅ CONTAINERE OG KØLECONTAINERE	22
2.3 INDSAMLING AF MADAFFALD TIL BIOGAS FRA SMÅ ERHVERVSKØKKENER.	23
2.4 INDSAMLINGSHYPPIGHED OG -MATERIEL	24
3 ANALYSE OG VURDERING AF MULIGE FREMTIDIGE SYSTEMER TIL INDSAMLING OG ANVENDELSE AF MADAFFALD	25
3.1 DISPONERINGSMULIGHEDER	25
3.1.1 <i>Biogas</i>	25
3.1.2 <i>Forbrænding</i>	25
3.1.3 <i>Kompostering</i>	26
3.2 DISPONERINGSMULIGHEDERNES SAMMENHÆNG MED EVENTUEL INDSAMLING AF MADAFFALD FRA HUSHOLDNINGER	27
3.3 BEHANDLINGSMULIGHEDERNES SAMSPIL MED INDSAMLINGSSYSTEMERNE	28
3.3.1 <i>Biogas med central indsamling og forbehandling</i>	28
3.3.2 <i>Biogas med decentral indsamling og forbehandling</i>	28
3.3.3 <i>Forbrænding</i>	32
3.3.4 <i>Kompostering</i>	33
3.4 ARBEJDSMILJØ	34
3.5 ØKONOMI	35
4 SAMMENSÆTNING AF MADAFFALD, MADAFFALDSMÆNGDER OG KAPACITET PÅ EKSISTERENDE ANLÆG	39
4.1 SAMMENSÆTNING AF MADAFFALD FRA STORKØKKENER	39
4.2 MADAFFALDSMÆNGDER	41
4.3 KAPACITET, FACILITETER M.V. PÅ EKSISTERENDE ANLÆG	42
5 LCA-SCREENING - SYSTEMAFGRÆNSNING OG FORUDSÆTNINGER	46
5.1 OVERORDNEDE PRINCIPPER FOR SYSTEMAFGRÆNSNING	47
5.2 ANVENDELSESSCENARIER OG SUBSTITUERED E PRODUKTER	47
5.3 AFGRÆNSNINGER	49
5.4 PARAMETRE	50
5.5 VURDERING	51

5.6 DATAINDSAMLING OG DATAKVALITET	52
6 LCA-SCREENING AF BIOGAS MED CENTRAL INDSAMLING OG FORBEHANDLING	54
6.1 SYSTEMAFGRÆNSNING	54
6.2 HÅNDTERING AF MADAFFALD I KØKKENERNE.	55
6.3 NEDDELING OG HYGIEJNISERING	57
6.4 BIOGASANLÆG	58
6.5 PRODUKTION AF EL OG VARME	59
6.6 PRODUKTION AF GØDNING	59
7 LCA-SCREENING AF BIOGAS MED DECENTRAL INDSAMLING OG FORBEHANDLING	61
7.1 BIOGAS MED DECENTRAL INDSAMLING OG FORBEHANDLING (UDEN POSER)	61
7.1.1 <i>Systemafgrænsning</i>	61
7.1.2 <i>Datagrundlag</i>	62
7.2 BIOGAS MED DECENTRAL INDSAMLING OG FORBEHANDLING (MED ANVENDELSE AF POSER)	63
7.2.1 <i>Systemafgrænsning</i>	63
7.2.2 <i>Datagrundlag</i>	63
8 LCA-SCREENING AF FORBRÆNDING	66
8.1 SYSTEMAFGRÆNSNING	66
8.2 HÅNDTERING AF MADAFFALD I KØKKENERNE	67
8.3 INDSAMLING OG TRANSPORT	67
8.4 FORBRÆNDING	67
9 LCA-SCREENING AF KOMPOSTERING MED DECENTRAL INDSAMLING OG FORBEHANDLING	72
9.1 SYSTEMAFGRÆNSNING	72
9.2 DATAGRUNDLAG	73
10 LCA-DATA FOR ENERGISYSTEMER OG HANDELSGØDNING	76
10.1 LCA-DATA FOR ENERGISYSTEMER	76
10.2 LCA-DATA FOR HANDELSGØDNING	79
11 ENERGIREGNSKAB	81
12 RESULTATER FRA LCA-SCREENINGEN	84
12.1 KOMPOSTERING	84
12.2 FORBRÆNDING	87
12.3 BIOGAS, CENTRAL HYGIEJNISERING	89
12.4 BIOGAS, DECENTRAL MED POSER	92
12.5 BIOGAS, DECENTRAL UDEN POSER	94
12.6 SAMMENLIGNING AF DE FEM SCENARIER	96
13 FØLSOMHEDSVURDERING OG SAMMENFATNING	100
13.1 SAMMENFATNING PÅ RESULTATER AF LCA-SCREENINGER	100
13.2 FØLSOMHEDSVURDERING	101
13.3 SAMLET KONKLUSION	103
BILAG 1: FORTRÆNGT FJERNVARME	105
BILAG 2: TEORETISKE GASPOTENTIALER	109
BILAG 3: UDRÅDNINGSFORSØG	111

KRITISK GENNEMGANG AF PROJEKTET

115

KILDER:

117

Forord

Nærværende rapport om ”Alternative muligheder for disponering af madaffald fra storkøkkener” omhandler en beskrivelse af fremtidige systemer for indsamling og behandling af madaffald fra storkøkkener samt en miljø- og energimæssig vurdering af disse systemer. Projektet er gennemført i perioden fra juni 2002 til marts 2003.

Projektet er gennemført af NIRAS A/S, Aalborg Universitet, Biocentrum - Danmarks Tekniske Universitet, Aalborg Kommunes Renovationsvæsen samt Reno-Nord I/S har været tilknyttet som underleverandører til projektet.

Projektets styregruppe har bestået af følgende:

Svend-Erik Jepsen, Miljøstyrelsen
Erik Bendiksen, PNA
Henrik Holst Pedersen, Daka
Ole Bøgh, Renoflex
Hans Jørgen Sørensen, Fødevarerdirektoratet
Tage Odgaard, Reno-Sam
Tine Skriver, HORESTA
Caroline Kirkegaard, Affald Danmark

Projektgruppen har bestået af følgende personer:

Lisbeth Kromann, NIRAS
Anne Seth Madsen, NIRAS
Jannick Schmidt, Aalborg Universitet
Brian Vad Mathiesen, stud.polyt, Aalborg Universitet

Per Christensen, Aalborg Universitet, har gennemført kritisk gennemgang.

Blandt underleverandører har følgende personer været involveret:

Lars Rohold, Biocentrum-DTU
Thomas Lyngholm, Reno-Nord I/S
Tore Hulgaard, Rambøll
Kurt Sørensen, Aalborg Kommunes Renovationsvæsen

Sammenfatning og konklusioner

Grise må ikke længere spise madaffald fra storkøkkener. Det er konsekvensen af en ny EU forordning. Derfor skal madaffaldet udnyttes på anden vis. Et projekt har miljøvurderet de tre alternativer: Biogas, forbrænding og kompostering. Det sidste er uomtvisteligt den dårligste løsning, når man ser på miljøeffekter, ressourceforbrug og affald. Biogas og forbrænding er de bedste løsninger. Overordnet er biogas en bedre løsning end forbrænding, fordi der bruges færre ressourcer og produceres mindre affald. Derimod afhænger udfaldet for miljøeffekternes vedkommende af, hvilket system man vælger til at indsamle og forbehandle affaldet til bioforgasning.

Baggrund og formål

Madaffald som dyrefoder forbudt

Madaffald fra storkøkkener er blevet indsamlet separat siden 1986, hvor bekendtgørelsen om indsamling af madaffald fra storkøkkener trådte i kraft. Affaldet er blevet oparbejdet på tre anlæg i Danmark, hvorefter det er blevet brugt til svinefoder i landbruget. Men med EU-forordningen om animalske biprodukter (se spalten) er det ikke længere tilladt at bruge madaffaldet til foder. Eneste undtagelse er, at man gerne må bruge madaffaldet til minkfoder. Men det har minkfoderbranchen ikke udvist særlig stor interesse for. De alternative muligheder for at håndtere madaffaldet er derfor biogas, forbrænding og eventuelt kompostering.

Projektet har undersøgt mulighederne for at bruge de nævnte behandlingsmetoder til madaffald fra storkøkkener. Herunder også de mulige systemer til indsamling og forbehandling af madaffaldet. EU-forordningen medfører også, at madaffald, som skal bioforgasses eller komposteres, skal hygiejniseres, dvs. varmebehandles inden tilførsel til processen.

Der har været to overordnede formål med projektet. Dels at analysere og beskrive de mulige fremtidige systemer til at indsamle og behandle madaffaldet. Her er fokus på at belyse fordele og ulemper ved teknik og håndtering. Dels at kortlægge og vurdere forbruget af energi og ressourcer og miljøpåvirkninger af de forskellige systemer for at kunne sammenligne løsningerne.

Undersøgelsen

Miljøvurdering af biogas, forbrænding og kompostering

Projektet er gennemført af NIRAS i samarbejde med Aalborg Universitet, Aalborg Kommunes Renovationsvæsen, Reno-Nord I/S og Biocentrum-DTU.

Projektholdet har interviewet en række forskellige aktører om eksisterende og mulige indsamlingssystemer og behandlingsanlæg.

Interviewene har sammen med relevant litteratur været udgangspunkt for analysen af de mulige systemer, ligesom fordele og ulemper af teknisk eller praktisk art er belyst.

Projektet har miljøvurderet (LCA-screening) følgende systemer og behandlinger:

Biogas med central indsamling og forbehandling (indsamling i spande); Biogas med decentral indsamling og forbehandling henholdsvis med og uden indsamling af madaffaldet i plastposer; Indsamling som almindelig dagrenovation med efterfølgende forbrænding på de traditionelle forbrændingsanlæg; Kompostering med decentral indsamling og forbehandling.

LCA-screeningerne er gennemført efter principperne i ISO 14040, erfaringer fra et erhvervsforskerprojekt gennemført i NIRAS og UMIP miljøvurderingsmetoden. Beregningerne er gennemført i PC-værktøjet SimaPro.

Hovedkonklusioner

Biogas har nogle fordele

Undersøgelsen viser, at biogas, forbrænding og kompostering alle er velegnede alternative metoder til at håndtere madaffald fra storkøkkener. Der er ikke umiddelbart problemer med teknik eller håndtering ved indsamling, forbehandling eller selve behandlingen af madaffaldet. Dog skal man være opmærksom på, at håndteringen af større knoglestykker og fremmedlegemer som fx bestik kan give problemer. Desuden kan opmærksomheden med fordel rettes mod indsamling og forbehandling af madaffaldet, fordi de forskellige systemer påvirker storkøkkenernes praktiske hverdag meget forskelligt. Konklusionerne på livscyklusscreeninger og vurdering af resultaternes følsomheder målt på de tre parametre er følgende:

- **Ressourcer:** Der er en gevinst ved biogas set i forhold til forbrænding. Gevinsten er mest udtalt i de biogasløsninger med decentral indsamling og forbehandling..
- **Miljøeffekter:** Biogasløsningen med decentral indsamling og forbehandling uden poser er lidt bedre end forbrænding, mens biogasløsning med central indsamling og forbehandling er lidt dårligere end forbrænding. Biogasløsningen med decentral indsamling og forbehandling i poser ligger imellem disse niveauer. Resultaterne for miljøeffekter bliver især påvirket af, hvor meget ammoniak der fordamper, og hvor meget energi der bliver produceret på biogasanlægget.
- **Affald:** Alle biogasløsninger er klart mere fordelagtige end forbrænding. Det er her, at der er størst forskel på løsninger med biogas og forbrænding, fordi forbrænding giver restprodukter til deponering, mens bioforgasning sparer affald fra kulminedrift i udlandet.

Lokale forhold kan derudover have stor betydning for resultaterne.

Biogas er altså overordnet en bedre udnyttelse af madaffaldet end forbrænding, hvad ressourceforbrug og affald angår. Billedet er mere blandet for miljøeffekternes vedkommende.

Kompostering er en u hensigtsmæssig løsning både målt på ressourcer og miljø. Det gælder også for køkkener i fjerntliggende områder.

Projektresultater

Stor praktisk betydning i køkkenerne

Valg af indsamlingssystemer kan give store forskelle på serviceniveauet overfor storkøkkenerne. Hovedparten af køkkenerne er vant til at få en ren spand retur, når affaldet er blevet hentet. I en del tilfælde måtte spanden gerne stå helt ind i køkkenerne, hvilket letter arbejdsgangen. For en række køkkener kan det derfor være en stor omvæltning at skulle overgå til en ordning, hvor man selv skal stå for at vaske containere og de nødvendige opsamlingsspande.

I det eksisterende system bliver affaldet indsamlet en til to gange om ugen i Jylland og på Fyn. Mens det i København og på resten af Sjælland er cirka to til tre gange om ugen eller mere. Grunden til at hente affaldet flere gange om ugen er ifølge indsamlerne ikke, at affaldet skal bruges til foder, men snarere et hensyn til pladmangel og lugtgener ved køkkenerne. Derfor vil det ikke være muligt eller hensigtsmæssigt for alle storkøkkener at få afhentet affaldet færre gange end i dag.

Energi og gødning trækker op

I de mulige systemer af indsamling og behandling, som er blevet undersøgt, bliver der produceret energi og/eller gødning af madaffaldet. Det er energi og/eller gødning, som kan erstatte andre produkter. De belastninger af ressourcer og miljø, som produktionen af de erstattede produkter medfører, bliver derfor trukket fra i LCA-screeningerne.

Figur 1-3 viser resultaterne af LCA-screeningerne for vægtede miljøeffektpotentialer, ressourceforbrug og affaldsmængder. (Figurteksterne er redigeret så der først er beskrevet, hvad man ser venstre for akserne derefter højre, for at lette læsningen)

Summary and conclusions

Pursuant to the new EU Regulation on animal by-products the use of waste food from catering centres for animal feed is no longer allowed. Therefore, appropriate alternatives for disposal of the waste food should be investigated. The project deals with biogas, combustion and composting as possible treatment methods, and various forms of possible collection systems. Not surprisingly, technical matters and matters regarding handling of waste food are examined, and an environmental assessment in the form of LCA screening of the various solutions is carried out. In terms of environmental effects (emissions) the difference between biogas and combustion depends especially on the collecting and pre-treatment system chosen. In any case, biogas will be advantageous within the field of waste and to some extent within the field of resources, too.

Background and Objective

Since the coming into force in 1986 of the Statutory Order on collection of waste food from catering centres, waste food has been collected separately and processed in three plants (in Denmark). Subsequently, it has been used for pig feed. With the EU directive on livestock by-products the use of this waste product for feed is no longer allowed for veterinary reasons, except for mink feed. However, the mink feed trade is not interested in using the waste food. Alternative disposal options of the waste food will, therefore, be biogasification, incineration and possible composting.

In this project the circumstances of these treatment methods, specifically in relation to waste food from catering centres, are discussed, and the possible collection and pre-treatment systems for the waste food related to the treatment method in question are examined. Furthermore, in relation to pre-treatment the directive implies that the waste food should be hygienised by means of biogasification and composting.

The project has two overall objectives. One is to analyse and describe the possible future systems for collection and treatment of the waste food, focussing on the advantages and disadvantages regarding technique and handling. Another objective is to map out and estimate energy, resource, and environmental matters regarding the various systems with a view to comparing the solutions.

The Investigation

The project was carried out by NIRAS, and in the course of the project cooperation partners were Aalborg University, Aalborg Kommunes Renovationsvæsen (Aalborg Community Sanitation Department), Reno Nord I/S and Biocentrum-DTU (The Technical University of Denmark).

Different actors who have knowledge of or are connected with the existing and possible future collecting and treatment systems have performed a number of interviews/telephone interviews.

On the basis of these interviews and in existing relevant literature the possible future systems were analysed, and advantages and disadvantages regarding technique and handling were illustrated.

In LCA screenings the major resource consumption and environmental impact during the whole life cycle is made up. The approach builds on the principles of ISO 14040 and on experience from a Ph.D. project carried out in NIRAS. Furthermore, the UMIP environmental assessment method was applied. The calculations were made by means of the PC tool SimaPro.

LCA screenings were performed in the following systems:

- Biogas with central collection and pre-treatment (collection in buckets)
- Biogas with decentralised collection and pre-treatment, respectively, with and without collection of waste food in plastic bags.
- Collection of ordinary refuse with subsequent combustion in the traditional combustion plants
- Composting with decentralised collection and pre-treatment

From this method of application of the waste food, energy and/or manure is produced which can replace other products. The LCA screenings, therefore, deduce the resource and environmental impacts related to the production of the products replaced.

Mr. Per Christensen, professor at Aalborg University, has carried out a critical review of the LCA screenings.

Main Conclusions

Neither technical nor handling problems are expected in relation to the treatment of the actual waste food. Biogas, incineration and composting are all suitable methods. To a larger extent attention should be drawn to collection and pre-treatment of the waste food.

The choice of collection systems can result in very different service levels towards catering centres. The major part of the centres is used to receiving a cleaned bucket after emptying, and in many cases it is allowed to take the bucket into the centres, which facilitates the daily routine. To a number of centres it might, therefore, be a comprehensive transition to introduce a system in which the personnel is to wash containers and the collection buckets required for use in the centres.

With the existing system the collection frequency is one or two times per week in the area of Jutland and Funen, and two or three times per week (or more) in Copenhagen and Zealand. According to the collectors the collection frequency primarily is determined by limited space and odour problems at the restaurants and catering centers.

It is estimated that waste food might be collected and pre-treated without any technical and handling problems, however the handling of large pieces of bones and foreign bodies such as forks and knives should be considered.

The results of the LCA screenings demonstrate, not surprisingly, that composting is a poor solution in terms of both resources and the environment, even for remote catering centres.

Provided that the expected levels for energy production on the basis of waste food and ammonia evaporation from storage and spreading can be maintained, biogas as a “clean” treatment method is better than combustion in respect of environmental effects (emissions), resources and waste. However, systematisation of collection and pre-treatment methods is important too.

The difference between combustion and biogas with centralised collection/pre-treatment is rather marginal in terms of environmental effects and resource consumption, whereas – as far as waste is concerned – the centralised biogas solution is better.

The decentralised biogas solutions (especially solutions without plastic bags) are better than combustion as regards resource consumption and waste. And also better in respect of environmental effects, provided that the previously mentioned levels can be maintained. Assessment of sensitiveness shows that results concerning environmental effects are sensitive towards major fluctuations in energy production and extent of ammonia evaporation, implying that results concerning environmental effects occasionally may turn out in favour of combustion.

In other words: waste is the LCA parameter where the difference between the biogas and the combustion solution is greatest. The combustion process produces rejects, which must be deposited, whereas the biogas solutions reduce bulky waste from coal mining abroad.

Thus, the final balancing and conclusion depend on the actual importance attached to the saved loads, especially regarding waste but also regarding resources as to biogas solutions seen in relation to situations where environmental effects are in favour of the combustion method.

Project results

The results are divided in:

- weighted environmental effect potentials,
- resource consumption,
- waste amounts

Composting proves to be by far the poorest solution – primarily because the composting method replaces no energy; secondarily because composting causes ammonia emissions.

The reason why decentralised biogas solutions outmatch combustion is the fact that the biogas solutions displace more electricity. This influences resource consumption and environmental effects – as to the latter especially regarding greenhouse effect and ecotoxicity, water, chronic and acute. Acidification and nutritive salt load, however, are heavier as regards biogas, which is due to ammonia emissions in connection with storage/disposal and nitrogen leakage.

Similar conditions are valid for the centralised biogas solution. However, as regards environmental effects the centralised biogas solution proves to be poorer than combustion. This is due to additional transport requirements and clean-up

procedures for the present-day collection buckets used by the majority of catering centres.

As to waste, the difference between biogas and combustion is remarkable. As mentioned below, combustion causes deposit of rejects, whereas biogas solutions reduce bulky waste from coal mining abroad. Sensitiveness assessments show that results concerning environmental effects are sensitive towards extent of ammonia emission and towards major fluctuations in energy production rate of the involved plants.

1 Indledning

1.1 Formål

Det overordnede formål med projektet er følgende:

- At få belyst de fremtidige disponeringsmuligheder (biogas, forbrænding, kompostering) for madaffald fra storkøkkener.
- At få belyst og vurderet de miljø- og energimæssige forhold ved disse disponeringsmuligheder.

Mere specifikke mål for projektet er følgende:

- At få analyseret og beskrevet de mulige fremtidige systemer for såvel indsamling som behandling af madaffaldet.
- At få identificeret og belyst fordele og ulemper af teknisk, praktisk og håndteringsmæssig karakter, der er ved de forskellige systemer.
- At undersøge og belyse mulighederne på landsplan med hensyn til kapacitet på eksisterende anlæg.
- At få kortlagt og vurderet de miljø- og energimæssige forhold ved de forskellige mulige systemer for indsamling og behandling af madaffaldet.
- At få opstillet scenarier for håndtering af madaffaldet på landsplan og få kortlagt og vurderet de energi- og miljømæssige forhold.
- At kvalificere de energimæssige vurderinger ved gennemførelse af udrådningforsøg på madaffald efter forbehandling (der forventes at øge biogaspotentialt).

Projektet er afgrænset til at omfatte madaffald fra storkøkkener (med over 100 kg madaffald pr. uge) og inddrager som udgangspunkt ikke den organiske fraktion fra husholdninger eller andre kilder. I de tilfælde, hvor samkørsel (til f.eks. forbrænding) er relevant, vil forholdet blive taget i betragtning. Tilsvarende i forhold til indsamling af madaffald fra storkøkkener med under 100 kg madaffald pr. uge.

Projektet omfatter ikke udredning vedrørende de veterinære forhold.

1.2 Målgruppe

Projektets primære målgruppe er Miljøstyrelsen, da undersøgelsen skal bidrage til beslutningsgrundlaget i forbindelse med revidering af ”Bekendtgørelse om kommunal indsamling af madaffald fra storkøkkener”, nr. 883.

Endvidere er ledelse og driftsfolk på de anlægstyper, som er relevante som fremtidige disponeringsmuligheder, en central målgruppe ligesom storkøkkenerne og deres organisationer.

Endelig vil projektets resultater være relevante for de kommuner og fælleskommunale affaldsselskaber, som står for affaldsplanlægning og -håndtering lokalt.

1.3 Metode

Projektets arbejdsmetode har bestået af følgende hovedelementer: Vidensindsamling/desk research. Der er checket op på eksisterende rapporter og udgivelser med relation til de pågældende disponeringsmuligheder.

Der er gennemført *interviewundersøgelse* blandt en række forskellige aktører med relation til indsamling af madaffald og behandling indenfor disponeringsmulighederne biogas, forbrænding og kompostering og mink/pet food. Undersøgelsen har omfattet 15-20 interviews.

Interviewundersøgelsen er blevet anvendt til at give input til flere af projektets aktiviteter. Det drejer sig både om analysen af mulige fremtidige disponeringsmuligheder og om data til brug i livscyklus-screeningerne.

Energi- og miljøvurdering er gennemført efter principperne i livscyklusvurdering/-screening. Vurderinger gennemføres efter de metodiske principper, som er udviklet indenfor livscyklusvurderingsområdet indenfor de sidste ca. 10 år. Her kan peges på:

- De metodiske retningslinier i ISO 14040.
- Det metodegrundlag, som er udarbejdet i forbindelse med UMIP-metoden, der har været Miljøstyrelsens centrale udviklingsarbejde på livscyklusområdet.

Med hensyn til mere specifikke metodiske forhold i relation til livscyklusvurdering af anvendelser af madaffald fra storkøkkener vil projektet bygge på de erfaringer, som er fremkommet i forbindelse med et erhvervsforskerprojekt i NIRAS, "Livscyklusvurdering af anvendelser af organiske restprodukter" fra 1996.

Livscyklusvurderinger/-screeninger resulterer i opstilling af energi-, ressource-, miljø- og affaldsprofiler for de forskellige disponeringsmuligheder set i livscyklusforløb og giver dermed et grundlag for sammenligning af løsningerne.

Der er gennemført udrådningsforsøg på prøver af madaffald til bestemmelse af gaspotentialet. Resultaterne heraf indgår i projektet ved vurdering af gaspotentialet i madaffaldet. Afrapportering af resultaterne fremgår af bilag.

En nærmere redegørelse for metode og fremgangsmåde, indenfor de enkelte projektkิจกรรมer, fremgår af de respektive afsnit.

Vedrørende de fremtidige disponeringsmuligheder for madaffald fra storkøkkener er der et relativt afgrænset antal behandlingsmetoder i form af biogas, forbrænding og kompostering. Anvendelse af madaffaldet til foderløsninger er, som det vil fremgå, ikke relevant. Der er imidlertid mulighed for forskellig grad af centralisering/decentralisering af behandlingsmetoderne (biogas/kompostering), ligesom der er mange muligheder for forskellige løsninger i forbindelse med indsamling- og forbehandling. Der kan indsamles hhv. med og uden poser, i forskellige typer poser, der kan gennemføres forbehandling i tilknytning til behandlingsanlægget eller på en separat lokalitet. Endvidere kan der gennemføres indsamling sammen med andre typer affald, eksempelvis fra mindre erhvervskøkkener og supermarkeder samt organisk husholdningsaffald.

Der er således mange kombinationsmuligheder, og der er derfor gennemført afgrænsninger og valg undervejs med henblik på at indkredse de forskellige hovedtyper af løsninger. Løsningsmuligheder m.h.t. indsamlingssystemer har i høj grad taget udgangspunkt i de systemer, der anvendes i dag.

Læsevejledning:

I kapitel 2 indledes med en præsentation af de eksisterende indsamlingssystemer. Med udgangspunkt i denne analyseres og vurderes de mulige fremtidige systemer til indsamling og anvendelse af madaffaldet i kapitel 3, hvor der er fokus på de tekniske og håndteringsmæssige forhold. I tilknytning hertil er der endvidere nogle overordnede betragtninger om fremtidige prisniveauer for afhændelse af madaffaldet.

Som baggrund for LCA-screeningerne ses i kapitel 4 på sammensætning og mængder af madaffald og kapacitet på de mulige behandlingsanlæg, og i kapitel 5 redegøres overordnet for det metodiske grundlag for LCA-screeningerne.

I kapitlerne 6, 7, 8 og 9 redegøres der for systemafgrænsning og datagrundlag i LCA-screeningerne for hver enkelt af de 4 opstillede løsninger/scenarier. I kapitel 10 redegøres for anvendte LCA-data på bl.a. substituerede produkter (energi og handelsgødning).

Kapitel 11, 12 og 13 omhandler resultaterne af projektet, hvor resultaterne af LCA-screeningerne i form af ressource-, miljø- og affaldsprofiler (kapitel 12) er suppleret med energiregnskab (kapitel 11). Afslutningsvis er der gennemført følsomhedsvurdering af resultaterne.

Bagest i rapporten fremgår paper med kritisk gennemgang.

2 Eksisterende systemer til indsamling af madaffald fra storkøkkener

2.1 Systemer baseret på spande

I tabel 2.1 ses en oversigt over eksisterende indsamlingsordninger for madaffald fra storkøkkener. I Jylland/Fyns-området er de to eksisterende indsamlingsordninger (PNA og Daka Randers) overordnet set baseret på stort set samme koncept. Der indsamles i 60 l plastspande med tætsluttende låg. De fyldte spande transporteres til behandlingsstedet og tømmes her. Vask af spande foregår centralt ved behandlingsanlægget. Rene spande transporteres på stativer ud til køkkenerne med indsamlingsbilen, der bl.a. sikrer, at rene og fyldte spande ikke kommer i kontakt med hinanden. Der er tale om indsamlingsordninger, hvor madaffaldet er i begrænset kontakt med indsamlingspersonale og -materiel.

Indenfor nogle fødevareregioner er det tilladt at tage disse indsamlingsspande med helt ind i køkkenerne. Det kan være af stor praktisk betydning for køkkenernes arbejdsgange at kunne komme madaffaldet direkte i disse spande, som let kan flyttes ved hjælp af en tilhørende sækkevogn. Spandene vil i større køkkener kunne placeres på "strategiske" steder med de største madaffaldsmængder og efter fyldning kunne transporteres med sækkevogn direkte ud i affaldsrummet/-området. Herved undgås/minimeres anvendelsen af mindre opsamlingsspande, efterfølgende vask af disse samt løft ved transport og tømning over i indsamlingsspandene.

Indenfor andre fødevareregioner er det imidlertid ikke tilladt. Bl.a. har fødevareregion Nordjylland gennemført svaberprøver på spande, der har vist, at disse hygiejnisk ikke er egnede til at komme med ind i køkkenerne. Fødevarerministeriet har ingen vejledende retningslinier omkring disse forhold. Afgørelsen ligger hos de regionale fødevareregioner.

I Storkøbenhavn og på Nordsjælland indsamler Renoflex i 90 l spande med låg. Denne indsamlingsordning adskiller sig fra de ovennævnte ved, at madaffaldet tømmes op i indsamlingsbilen (tankvogn) ude ved det enkelte køkken. De tømte spande medtages på indsamlingsbilen og gennemgår vask på Renoflex (beliggende på Amager). Når de rengjorte spande transporteres ud til køkkenerne, placeres de på den ene side af indsamlingsbilen, mens de tømte spande står på bilens anden side.

Der er således også her tale om en ordning med en central vask af spande. Der er dog større risiko for, at indsamlingspersonale og -materiel samt selve lokaliteten kommer i kontakt med madaffaldet.

Indsamlingsordninger	PNA	Daka, Randers	Renoflex	Daka Ortved A	Daka Ortved B
Område	Jylland/Fyn	Jylland/Fyn	Storkøbenhavn og Nordsjælland	Sjælland og Lolland Falster	Sjælland og Lolland Falster
Indsamlingsenhed og evt. opsamlingsenhed	60 l spand (m. "sækkevogn")	60 l spand (med "sækkevogn")	90 l spand (kærre)	400 l og 240 l hhv. 4 og 2 hjuls containere	400 l container i kølekabinet (frys) 27 liters opsamlings-spand med understel på hjul.
Transport/tømning	Transporteres i spand og tømmes på PNA	Transporteres i spand og tømmes på Daka Omlæsning af spande fra Fyn/Sønderjylland	Tømmes op i bil på stedet og omlæsses til større bil på Renoflex	Tømmes op i bil på stedet og tømmes på Daka Ortved	Tømmes op i bil på stedet og tømmes på Daka Ortved (indsamles sammen med A)
Vask af indsamlingsenhed	Centralt, på PNA	Centralt, på Daka	Centralt, på Renoflex (tømte spande opbevares på bil)	Skylning på bil	Skylning på bil (Grønnes serviceordning)
Indsamlingshyppighed	1-3 gange pr. uge, hyppigst 2 gange (fastsættes af køkkener, 3 gange er mest af pladshensyn)	1-2 gange pr. uge (fastsættes af køkkener)	10%: 1 gang pr. uge 30%: 2 gange pr. uge 40%: 3 gange pr. uge 15%: 4-7 gange pr. uge 5%: ringekunder og andet	Fast 3 gange pr. uge om sommeren og 2 gange pr. uge om vinteren	Afhentning når containeren er fuld (ringeordning)
Indsamling med andre organiske restprodukter	Kun indsamling fra storkøkkener Friturefedt i samme spand	Der indsamles fra slagterforretninger m.v. på samme rute. Friturefedt indsamles i anden spand men på samme tur.	Kun indsamling fra storkøkkener	Kun indsamling fra storkøkkener. Friturefedt indsamles separat (en anden ordning)	Kun indsamling fra storkøkkener. Friturefedt indsamles separat (en anden ordning)

Tabel 2.1: Overblik over eksisterende indsamlingsordninger for madaffald fra storkøkkener

2.2 Systemer baseret på containere og kølecontainere

På Midt- og Sydsjælland samt på Lolland-Falster indsamler Daka Ortved i containere på hhv. 400 l og i mindre udstrækning i 240 l. Ordningen er ligeledes her karakteriseret ved, at containerne tømmes på bilen på selve lokaliteten. Container-

ne spules på bilen, inden de returnerer til køkkenets affaldsrum/-område. Spule-
vandet føres til samme tank på bilen som madaffaldet.

Containerne er i dette indsamlingssystem ikke beregnet til at komme med ind i
køkkenerne. Køkkenerne må derfor benytte sig af opsamlingsenheder i form af
mindre spande, som skal vaskes efter hver tømning over i containeren. Vask af
disse opsamlingsspande foregår i køkkenets industriopvaskemaskine efter hver
tømning. I forhold til en ordning, hvor indsamlingsspandene må komme med ind i
køkkenet, må der her påregnes lidt ekstra arbejde med håndtering af madaffaldet
og flere løft i forbindelse med transport og tømning af opsamlingsspande.

På Sjælland og Lolland-Falster har Daka Ortved også en indsamlingsordning base-
ret på kølecontainere. Der er tale om en 400 l container, der placeres i et kølekabi-
net, hvor madaffaldet nedkøles til 2 grader C. Kølecontaineren indsamles på sam-
me måde som Daka Ortved's almindelige containere og på samme rute. Formålet
med kølecontainere er primært at reducere antallet af afhentninger fra eksempelvis
mindre køkkener. Køkkenerne kan så kontakte Daka Ortved, når containeren er
fuld eller have en aftale om faste afhentninger, der typisk vil være med større inter-
valler end ordningerne med almindelige containere/spande.

Til kølecontaineren hører en 27 liters opsamlingsspand, der har et understel på
hjul, som anvendes i køkkenerne og rulles ud til kølecontaineren og tømmes.

2.3 Indsamling af madaffald til biogas fra små erhvervskøkkener.

I Aalborg Kommune er der som det eneste sted i landet lavet en særlig indsam-
lingsordning for madaffald fra små erhvervskøkkener, med madaffaldsmængder på
under 100 kg pr. uge. Formålet er at få madaffaldet behandlet på biogasanlæg i
stedet for at afsætte det til forbrænding sammen med den almindelige dagrenovati-
on.

Der anvendes 80 l og 140 l containere, som tømmes op i bilen på stedet. Der
foretages et skyl af containeren på bilen, hvorefter den returneres til køkkenets
affaldsrum/-område. I køkkenerne anvendes 16 l og/eller 40 l opsamlingsspande.
Det særlige ved denne ordning er, at der anvendes plastposer i spandene. Den
fyldte pose lukkes og kommes i affaldscontaineren. Plastposen er stærk nok til at
blive transporteret til affaldscontaineren uden opsamlingsspanden. Anvendelse af
plastpose har en hygiejnisk effekt ved mindre tilsmudsning af spand og mindre
risiko for tilsmudsning af personale. Vask af opsamlingsspande vil dog fortsat
skulle gennemføres ved arbejdets ophør, såfremt disse har været med i affalds-
rum/-område.

Der er således plast i madaffaldet, når det ankommer til biogasanlægget i Vårst. På
dette biogasanlæg er der blevet udviklet en teknik (DeWaster) til at fraseparere
plastposer m.v. fra det organiske affald inden bioforgasning. Det fraseparerede
materiale køres til forbrænding.

I forbindelse med spuling af containere på indsamlingsbilen føres det brugte vand
til separat tank, men der har været nogle problemer med, at en del er løbet i tanken
til madaffaldet. En af de erfaringer, man har gjort, er, at det har vist sig at være
svært at snegle madaffald fra disse køkkener op i forbindelse med forbehandlingen
på biogasanlægget, hvis det er for tyndt på grund af for mange skylninger af ind-
samlingscontainere. Ved nyetablering af anlæg bør niveauerne derfor afpasses så-
ledes, at der ikke er behov for anvendelse af snegl.

Indsamling af madaffald fra små erhvervskøkkener i Aalborg er hidtil gennemført sammen med organisk affald fra detailbutikker, supermarkeder m.v. samt et forsøgsområde med indsamling af organisk dagrenovation fra husholdninger.

2.4 Indsamlingshyppighed og -materiel

Indsamlingshyppigheden varierer på nuværende tidspunkt fra, at kunden ringer og requirerer indsamling, når containeren er fuld, til daglige afhentninger af madaffaldet jf. tabel 2.1.

I ordningerne, der dækker Jylland/Fyn, afhentes madaffaldet generelt set mindre hyppigt end på Sjælland. Der er her også tale om indsamling i tønder med tæt-sluttende låg. Minimumskravet fra indsamlerens side er her afhentning 1 gang pr. uge. Indsamlingshyppigheden varierer mellem 1-3 afhentninger pr. uge, hvor den ene indsamler peger på, at 2 afhentninger er det mest udbredte, mens 3 afhentninger oftest er på grund af pladsmangel hos køkkenerne til opbevaring af tønderne. Baggrunden for 3 afhentninger er sjældent lugtproblemer.

På Sjælland er indsamlingshyppigheden mere differentieret. Især i Storkøbenhavn og på Nordsjælland, hvor denne varierer mellem 1-7 afhentninger pr. uge, hvor det hyppigste er 2-3 gange pr. uge. Her kan kunden også bestemme hyppigheden. På det øvrige Sjælland indsamles enten efter ringeordning (kølecontainerordning) eller fast 3 gange om ugen om sommeren og 2 gange pr. uge om vinteren.

I de fleste tilfælde indsamles der således hyppigere end kravet i forhold til, at madaffaldet skal anvendes til foder. Disse indsamlere peger på, at det er hos køkkenerne, behovet for hyppigere afhentninger end 1 gang ugentligt er. I forhold til planlægning af nye indsamlingssystemer er dette et væsentligt punkt.

I de eksisterende indsamlingssystemer er det meget forskellige størrelser biler, der anvendes jf. tabel 2.2.

I alt er der lidt mere end 20 biler fuldtidsbeskæftigede med indsamling af madaffald ekskl. reservebiler. Renoflex- og PNA- bilerne er fuldtidsbeskæftigede med indsamling af madaffald, mens bilerne hos Daka Ortved (ved Ringsted) anvendes 2-3 dage pr. uge til madaffald. Bilerne hos Daka Randers medtager også friturefedt, der udgør ca. 1/3 af bilernes kapacitet.

Udnyttelsen af bilernes kapacitet varierer ligeledes, som det fremgår af nedenstående figur.

Firma	Antal indsamlingsbiler Type ekskl. reservebiler Fuld- el. deltidbeskæftigede	Kapacitet (nyttelast)/evt. kapacitetsudnyttelse på indsamlingsbiler
PNA	6 tankvogne 1 mindre fladvogn (til tivoli) Bilerne er fuldtidsbeskæftigede med indsamling af madaffald	3,5 tons. Der omlæsses til containerbiler hos Renoflex inden transport til Daka Ortved
Daka	3 biler Bilerne anvendes 2-3 dage pr. uge til madaffald	10 tons (kapacitetsudnyttes ca. 50%)
Renoflex	8 biler (kassebiler påmonteret læssebagsmæk) Bilerne er fuldtidsbeskæftigede med indsamling af madaffald. Ca. 1/3 af bilernes kapacitet anvendes til frituretønder, dvs. Ca. 5 biler kan relateres direkte til madaffald.	6-7 tons (kapacitetsudnyttelse ca. 100%)
Kambas	9 biler med lukkede vognkasser påmonteret læssebagsmæk. Bilerne er fuldtidsbeskæftigede med indsamling af madaffald.	8 tons eller mere (forskellig kapacitetsudnyttelse)

Tabel 2.2: Indsamlingsmateriel og udnyttelse heraf

3 Analyse og vurdering af mulige fremtidige systemer til indsamling og anvendelse af madaffald

3.1 Disponeringsmuligheder

Alternative disponeringsmuligheder i relation til madaffald fra storkøkkener (og erhvervskøkkener i det hele taget) omfatter i denne sammenhæng anvendelse i biogasanlæg, afbrænding på forbrændingsanlæg og kompostering. EU-forordningen om animalske biprodukter (1774/2002/EF) udelukker anvendelse af madaffald til foder med minkfoder som eneste undtagelse.

3.1.1 Biogas

Forbehandlet madaffald fra storkøkkener er et særdeles velegnet materiale til bioforgasning, og kan (efter den rette forbehandling) ikke forventes at give anledning til problemer af hverken procesmæssig eller teknisk karakter.

I forbindelse med forbehandlingen, hvor der er krav om hakning/findeling af materialet til 12 mm inden hygiejnisering, er det dog vigtigt at få frasorteret eventuelle større fremmedlegemer/ fejlsorteringer som f.eks. plastspande og metal. Der kan være bestik i madaffaldet, som skal frasorteres, hvis det kan beskadige en hakker. Ligeledes kan større knoglestykker være hårde ved en hakker. De eksisterende foderopbejdningsvirksomheder har stor erfaring i at håndtere denne sortering.

Forbehandling med DeWaster, som frasorterer plastposer, som madaffaldet er emballeret i, er endnu ikke afprøvet på madaffald fra storkøkkener. Erfaringer med behandling af madaffald fra mindre erhvervskøkkener og supermarkeder i Aalborg Kommune viser, at en DeWaster er i stand til at frasortere fremmedlegemer/knogler fra disse affaldsleverandører. På baggrund af interviews med nøglepersoner fra forsøgene i Aalborg Kommune vurderes det, at en DeWaster også kan håndtere fremmedlegemer/knogler fra større køkkener. Spørgsmålet er imidlertid, om det kan gøres uden bemandet opsyn, hvilket ikke er afprøvet endnu.

Vedrørende forbehandling er det en mulighed at placere DeWasteren i tilknytning til en produktion med overskudsvarme for at udnytte denne i forbindelse med hygiejniseringen.

3.1.2 Forbrænding

Ved en forbrændingsløsning indsamles madaffaldet sammen med almindeligt dagrenovationsaffald fra husholdninger og andre erhverv. Mængdemæssigt udgør madaffald fra storkøkkener en begrænset andel af den organiske fraktion af husholdningsaffaldet, ca. 3 % (Statistik for madaffald 2000 og Affald 21). Det vurderes, at en nogenlunde tilsvarende fordeling er gældende for den øvrige dagrenovation. I forhold til den samlede mængde affald til forbrænding udgør madaffaldet kun i størrelsesordenen 1% (på baggrund af ”Affald og Miljø, 1989-99). Afbrænding af madaffaldet forventes ikke at give anledning til nogle tekniske problemer i forbindelse med forbrænding på eksisterende affaldsforbrændingsanlæg.

3.1.3 Kompostering

3.1.3.1 Større anlæg

Kompostering vurderes at kunne være en behandlingsmulighed for madaffald fra storkøkkener i områder, hvor den organiske fraktion af dagrenovationen i forvejen komposteres på fælles, centrale komposteringsanlæg som i Vejle. Her er der gode erfaringer med kompostering af den organiske del af dagrenovationen. Ifølge nøglepersoner med tilknytning til komposteringsanlægget vil madaffald fra storkøkkener let kunne håndteres i et anlæg som i Vejle. Større knoglestykker og fremmedlegemer som bestik m.v. kan sammen med evt. plastposer til emballering let frasorteres i den tromle, som affaldet opholder sig i et døgn tid, inden det lægges ud i miler. Selve komposteringsprocessen varer ca. 3 måneder og foregår under tag med åbne vægge. Efter ca. 6 måneders eftermodning er komposten færdig.

Såfremt det organiske materiale er meget vådt, hvilket vil være tilfældet med madaffald fra storkøkkener, tilsættes papir som strukturmateriale i ovennævnte tromle og i miler anvendes haffald som strukturmateriale.

På anlægget i Vejle arbejdes der med en løsning i relation til de nye krav til hygiejnisering, hvor komposten hygiejniseres i en selvstændig enhed og med etablering af varmegenvinding. Selvom temperaturmålinger i milerne forskellige steder viser, at milerne i forvejen ligger på 70 grader C i flere dage, er dette ikke tilstrækkeligt til at opfylde kravene.

3.1.3.2 Kompostering, Små anlæg i ”fjerntliggende områder”

Kompostering i relativt små anlæg kan være en mulighed i ”fjerntliggende” områder med lang transportafstand til andre behandlingsanlæg. På det danske marked findes der eksempelvis et fuldautomatisk komposteringsanlæg med en kapacitet på 6.000 liter (beregnet til organisk husholdningsaffald fra ca. 1100 personer). Et procesforløb varer knap 14 dage, anlægget er opdelt i to enheder/rum, som fyldes på skift. Der skal tilsættes 25% strukturmateriale i form af halm, papir eller savsmuld til organisk dagrenovation og mere, hvis der som her er tale om et mere vådt affaldsprodukt.

Anlægget gennemfører automatisk en efterfølgende hygiejnisering af affaldet, såfremt processen ikke af sig selv kommer op på 70 grader C i min. 2 timer. Til anlægget kan fås supplerende udstyr til neddeling af affaldet til de krævede 12 mm. Der kan imidlertid sættes spørgsmålstegn ved, om en neddeler til et sådant mindre anlæg vil være tilstrækkeligt robust til madaffald fra storkøkkener. Alternativt skal køkkenerne være meget gode til at frasortere fremmedlegemer og større knoglestykker.

3.1.3.3 Minkfoder

Som nævnt er anvendelse til minkfoder den eneste mulige foderløsning iht. EU-forordningen om animalske biprodukter. Der er derfor taget kontakt til Dansk Pelsdyravlerforening vedrørende muligheden for anvendelse af madaffaldet i minkfoder. Her henvistes til Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Pelsdyrrådgivning.

Holdning hos Landskontoret for Pelsdyrrådgivning er, at madaffald rent ernæringsmæssigt ikke er særligt velegnet som minkfoder. Endvidere ville en evt. anvendelse kræve, at madaffaldet indfryses, hvilket påfører råvaren ret store ekstraomkostninger, hvilket minkfoderbranchen ikke selv vil dække. Anvendelse til minkfoder må på denne baggrund udelukkes som disponeringsmulighed for madaffald fra storkøkkener på nuværende tidspunkt.

De disponeringsmuligheder, det er fundet relevant at inddrage i nærværende undersøgelse, fremgår af nedenstående:

- Bioforgasning med central indsamling og forbehandling, hvor madaffaldet indsamles separat, som i dag og køres til hakning og varmebehandling på 2-3 centrale anlæg i Danmark, og efterfølgende afsættes til bioforgasning på et af de eksisterende/planlagte biogasanlæg. (Alternativt kunne hygiejniseringsprocessen også foretages på pågældende biogasanlæg).
- Bioforgasning med decentral indsamling og forbehandling, hvor madaffaldet indsamles indenfor 10-15 indsamlingsregioner og efterfølgende forbehandles (hakkes og hygiejniseres) og bioforgasses på anlæg lokaliseret i pågældende region.
- Forbrænding, hvor madaffaldet indsamles sammen med dagrenovationen og forbrændes på de eksisterende affaldsforbrændingsanlæg sammen med andet forbrændingseget affald.
- Kompostering. Dette kunne være relevant i byer/områder, der i forvejen komposterer den organiske fraktion af husholdningsaffaldet (Vejle).
- I tyndt befolkede områder med relativt lange transportafstande til andre behandlingsanlæg, kan det af hensyn til transportafstandene være en mulighed at lave kompostering i mindre anlæg.

3.2 Disponeringsmulighedernes sammenhæng med eventuel indsamling af madaffald fra husholdninger

Håndteringen af problematikken omkring indsamling af madaffald fra storkøkkener og opstilling af hensigtsmæssige indsamlingssystemer og behandlingsmuligheder vil, som tidligere nævnt, i høj grad afhænge af, hvordan organisk affald generelt skal håndteres, og i særdeleshed hvordan den organiske fraktion af dagrenovationen fra husholdningerne skal håndteres fremover.

Mulighederne for indførelse af flere af ovennævnte indsamlingssystemer vil i en vis udstrækning være afhængige af, hvorvidt den organiske fraktion af husholdningsaffaldet også skal indsamles separat.

Det drejer sig især om disponeringsmuligheder knyttet til:

1. Bioforgasning med decentral indsamling og forbehandling
2. Kompostering i såvel store som små enheder.

Løsningen ”biogas med central indsamling og forbehandling” er i princippet uafhængig af fremtidige løsninger for husholdningsaffaldet, mens en forbrændingsløsning blot passes ind i den eksisterende indsamling og behandling af dagrenovation til forbrænding.

I den følgende analyse og vurdering af behandlingsmulighedernes samspil med indsamlingssystemerne er madaffald fra storkøkkener primært behandlet som en affaldsfraktion, der indsamles uafhængigt af den organiske fraktion af husholdningsaffaldet.

3.3 Behandlingsmuligheder nes samspil med indsamlingssystemerne

3.3.1 Biogas med central indsamling og forbehandling

Ved denne disponeringsmulighed indsamles madaffaldet separat som i dag og køres til forbehandling på 3 centrale anlæg i Danmark, hvorefter det afsættes til bioforgasning på et af de eksisterende/planlagte biogasanlæg.

Denne disponeringsmulighed vil være den, som bedst matcher de eksisterende indsamlingssystemer, idet madaffaldet kan indsamles på samme måde, som det foregår i dag. Madaffaldet indsamles i dag som rent madaffald (uden plastposer og lignende), og det tømmes enten direkte op i tankbil ved indsamlingen eller ankommer i spande til forbehandlingsstedet, hvor madaffaldet tømmes ud.

Det nuværende serviceniveau overfor storkøkkenerne vil således kunne opretholdes på samme niveau, som det er i dag, hvor hovedparten af køkkenerne får vasket og desinficeret indsamlingsspandene af indsamleren. Spandene vil i nogen udstrækning kunne tages med ind i køkkenerne eller ”opvaskerum” tæt på køkkener, hvorved arbejdsgangen i køkkenerne lettes. Indenfor nogle Fødevareregioners områder er dette dog ikke tilladt.

Forbehandlingen vil ligge tæt op ad den eksisterende behandling på foderoparbejdningsanlæggene. Madaffaldet tømmes ud, hakkes (12mm) og i stedet for den tryksterilisering, som foregår på anlæggene nu, skal madaffaldet hygiejniseres ved 70C° i en time. I stedet for afhændelse til svineproducenter vil madaffaldet i stedet blive kørt til et af de eksisterende/planlagte biogasanlæg.

Det eksisterende produktionsudstyr på foderoparbejdningsanlæggene vil relativt let kunne anvendes i denne lidt anden sammenhæng, ligesom de samme indsamle-enheder (spande/container) og biler vil kunne anvendes. På nuværende tidspunkt leverer PNA (på forsøgsbasis) madaffald til et biogasanlæg, og Daka har udtrykt interesse for at blive leverandør af forbehandlet madaffald til biogasanlæg.

3.3.2 Biogas med decentral indsamling og forbehandling

3.3.2.1 Generelle forhold for en decentral biogasløsning

Med EU-forordningen om animalske biprodukter må det forventes, at det i tilknytning til en stor del af de eksisterende og planlagte biogasanlæg vil være nødvendigt at etablere forbehandling (hakning og hygiejnisering) af de organiske restprodukter, som disse normalt håndterer. En situation med forbehandling på eller i tilknytning til biogasanlæggene vil understøtte en løsning med en mere decentral indsamling af madaffaldet.

Ved en decentral indsamling vil det ligeledes være op til den enkelte kommune eller det enkelte affaldsselskab at beslutte, om der udelukkende skal være 1 indsamlingsordning for madaffaldet, eller om der vil være 2 eller flere aktører på banen. Et af de forhold, der bør lægges vægt på i denne sammenhæng, vil være muligheden for tilstrækkelig god udnyttelse af indsamlingsmateriel og -personale.

Udnyttelse af indsamlingsmateriel og dermed størrelsen af indsamlingsområderne vil være afhængig af, om indsamlingen foretages separat for madaffald fra storkøkkener eller sammen med organisk affald fra andre typer leverandører som mindre erhvervskøkkener, supermarkeder og evt. fra husholdninger.

Gennemsnitligt producerer storkøkkenerne ca. 190 kg madaffald pr. uge (jf. Statistik for madaffald, Miljøstyrelsen, 2002a). Såfremt madaffald fra storkøkkener

indsamles separat 1 gang ugentligt, og der forudsættes anvendt en indsamlingsbil med en nyttelast på 5-7 tons (5 dage pr. uge), vil denne gennemsnitligt set kunne indsamle madaffald fra ca. 130-180 storkøkkener.

Et centralt punkt er imidlertid, om storkøkkenerne selv mener, at de kan nøjes med indsamling 1 gang pr. uge. Der vil formentlig være en ikke ubetydelig gruppe, som ønsker en hyppigere indsamling, hvilket kan betyde, at indsamlingshyppigheden i de decentrale løsninger vil blive højere end 1 gang pr. uge.

I forbindelse med en løsning med decentral indsamling og forbehandling samt efterfølgende bioforgasning vil der være mulighed for forskellige indsamlingssystemer og størrelse af indsamlingsområder. Et af de væsentlige forhold vedrørende valg af indsamlingssystem vil som tidligere nævnt være, om sådan en løsning skal ses sammen med indsamling af den organiske fraktion af dagrenovationen eller som en separat isoleret løsning for madaffald fra storkøkkener.

M.h.t. separat indsamling af madaffald fra storkøkkener er der følgende indsamlingsmuligheder:

Containerløsning med emballering i plastposer (som Aalborg-modellen for små erhvervskøkkener)

Ved denne løsning er madaffaldet emballeret i plastpose, som snøres til og kommer i container for madaffald, der er placeret i køkkenets affaldsområde. Containeren tømmes med løfteaggregat op i indsamlingsbilen, og der foretages en skylning af containeren på bilen, inden denne stilles tilbage til affaldsområdet. Indsamlingshyppigheden vil typisk kunne sættes til 1 gang ugentligt, uden at der opstår lugtproblemer.

Madaffaldet køres til forbehandlingsanlæg, hvor der først foretages en hakning og frasortering af plastposer (i DeWaster). På baggrund af erfaringer med ordningen for små erhvervskøkkener i Aalborg Kommune vurderes det, at madaffald fra storkøkkener emballeret i plastposer vil være et velegnet materiale at behandle i en DeWaster. De anvendte plastposer på 25 my beregnet til hhv. 16 liters og 40 liters opsamlingsspande frasorteres uden problemer i DeWasteren, der normalt kan håndtere plastposer i kvaliteter op til 60 my, svarende til en standard sort plastic-sæk. Der forventes ikke at kunne opstå problemer med større knoglestykker og fejlsorterede emner. Der vil evt. kunne stilles krav i Affaldsregulativet om, at knoglestykker over en vis størrelse skal bortskaffes med dagrenovationen.

Efter hakning og frasortering af plastposer hygiejniseres madaffaldet. Såfremt forbehandlingen foretages i tilknytning til biogasanlæg, vil madaffaldet kunne hygiejniseres sammen med andre restprodukter, som biogasanlægget modtager.

Som tidligere omtalt skal forbehandlingsanlægget været udformet således, at snegle transport af madaffaldet undgås.

Det forbehandlede madaffald behandles efterfølgende i biogasanlæg, hvilket ikke forventes at give anledning til problemer af teknisk og håndteringsmæssig karakter.

Behandlingen medfører en klar opdeling i en ”våd fraktion” af udrådnet biomasse samt en ”tør restfraktion”. Restfraktionen, der indeholder de frasorterede plastposer samt det organiske materiale, som ikke kan passere pressen i DeWasteren, bortskaffes til forbrænding. I forsøgene i Aalborg med organisk affald fra husholdninger, små erhvervskøkkener samt detailforretninger/ supermarkeder har restfraktionen udgjort ca. 30% af den indkomne mængde. Det vurderes, at restfraktionen vil være betydeligt mindre ved behandling af madaffald fra storkøkkener, dels fordi

selve plastmængden vil være mindre i forhold til madaffaldsmængden, dels fordi mængden af fejlsorteret affald må forventes at være mindre, og endelig fordi det vil være lettere at separere end f.eks. madaffald fra supermarkeder, som også har været inddraget i forsøgene i Aalborg.

Vedrørende indsamlingsmateriel vil der være tale om specialbiler på grund af skyll-leudstyret. Aalborg Kommune har anvendt en bil med en kapacitet på 5 tons, der har indsamlet 1 læs pr. dag fra såvel husholdninger, mindre erhvervskøkkener samt udvalgte supermarkeder, i alt ca. 15-20 tons pr. uge. En af erfaringerne fra Aalborg er endvidere, at bilerne skal være tre-akslede i stedet for to-akslede, da madaffaldet kan være ret flydende og således ikke kan holdes forrest i bilen. Af denne grund har man ikke kunnet udnytte den 2-akslede bils kapacitet fuldtud i Aalborg.

Udover mulighederne for en tilstrækkelig god udnyttelse af indsamlingsmateriel vil også udnyttelse af DeWasteren kunne være medbestemmende for den nedre grænse for størrelsen af et sådant decentralt indsamlingssystem. En DeWaster skal have en vis størrelse for bl.a. at kunne knuse ben/knogler m.v. Den bør således ikke være mindre end den eksisterende i Vårst, der behandler ca. 15-20 tons pr. uge.

Det vurderes således, at der i et indsamlingssystem som dette som minimum skal indsamles 20-25 tons madaffald pr. uge, svarende til afhentning fra gennemsnitlig ca. 105-130 storkøkkener (190 kg madaffald pr. storkøkken). Hvis der påregnes to indsamlingsbiler eller en bil med dobbelt så stor kapacitet indenfor et indsamlingsområde, svarer dette til ca. 40 tons madaffald og gennemsnitligt ca. 210 storkøkkener.

På landsplan er der 2.100 storkøkkener jf. indberetninger fra eksisterende indsamlere/ behandlere (Miljøstyrelsen, 2002a). Gennemsnitlig set kunne der således etableres 10-20 indsamlingsområder. Det nærmere antal skal ses i sammenhæng med geografisk placering af eksisterende og planlagte biogasanlæg og det forhold, at en del af køkkenerne vil være koncentreret i Hovedstadsområdet.

3.3.2.2 *Containerløsning med emballering i papirposer*

Anvendelse af bionedbrydelige poser i form af papirposer er formentlig også en mulighed i relation til erhvervskøkkener. Fordelen ved sådanne poser er, at poserne kan komme sammen med madaffaldet til bioforgasning, hvorfor en forudgående fraseparering af poser kan undgås. Endvidere vil der ikke opstå en restfraktion, der skal køres til forbrænding og dermed udgøre en ekstra arbejdsgang. En mulighed kunne evt. også være bionedbrydelige plastposer, hvilket dog vil kræve videreudvikling/afprøvning.

Danske erfaringer med anvendelse af sådanne papirposer til madaffald fra erhvervskøkkener er imidlertid begrænsede.

En central problemstilling i denne forbindelse er posernes styrkemæssige egenskaber, som der vil blive stillet større krav til ved anvendelse til madaffald fra erhvervskøkkener/ storkøkkener. Poserne skal både være større og kunne holde til det ofte tungere og vådere madaffald fra disse affaldsproducenter.

Desuden skal poserne kunne leve op til krav om bionedbrydelighed og grænseværdier for indhold af tungmetaller og miljøfremmede stoffer (i den udrådnede biomasse), hvilket evt. kan komme i konflikt med kravene til posernes styrkemæssige egenskaber.

I Italien er der (ifølge Bates) eksempler på, at der anvendes en 25 liters papirpose til madaffald fra restauranter af samme type materiale, som der anvendes til den organiske fraktion af dagrenovationen i Grindsted. Madaffaldet indsamles her med henblik på kompostering.

Poserne har hank, en lidt firkantet bund og ligner en indkøbspose af papir. De står direkte på gulvet. Ved tømning bæres de i hanken ud til en container. Vask af opsamlingsspande undgås hermed. Containerne er indvendigt ”foret” med en papirsæk af samme materiale som poserne. Denne sikrer en vis hygiejne i indsamlingscontaineren, som derfor ikke behøver skylles som i ovennævnte ordning med plastposer. Indsamlingsbilerne behøver således ikke være udstyret med skylleanordning.

Indsamlingshyppigheden er 1 gang pr. uge. Dette skal ses i forhold til de betydeligt højere temperaturer end i Danmark. Anvendelse af papirposer betyder endvidere, at der på grund af mulighed for fordampning af væske fra madaffaldet sker en vis vægtreduktion i affaldsmængden.

Inden indførelse af sådanne ordninger vil der være behov for afprøvning af posernes styrkeegenskaber ved anvendelse til madaffald fra danske storkøkkener.

I forhold til den praktiske håndtering i større køkkener kunne det endvidere være relevant at se på andre udformninger af posen i kombination med udformning af stativ, holder, understøtning evt. på hjul.

De omtalte poser er lavet af papir, og der er anvendt en lim. Farvetryk på poserne kan indeholde en mindre mængde tungmetaller. Storkøkkener er imidlertid så vant til at sortere, at disse ikke behøver poser med informationer påtrykt.

Vedrørende indsamlingsområdets minimumsstørrelse vil dette dels afhænge af en god udnyttelse af indsamlingsbil samt af behandlingsmulighederne i regionen.

Spandeløsning med decentral vask

En stor del af storkøkkenerne er som tidligere nævnt vant til en spandeløsning, hvor rengøring af spandene varetages af affaldsindsamleren/-behandleren. Det er en løsning med et højt service- og hygiejneniveau set i forhold til andre typer løsninger. Det er evt. en mulighed, at et sådant indsamlingssystem kunne fungere i en mere decentral indsamlingsstruktur med behandling af madaffaldet på et (evt. flere) af de eksisterende/ planlagte biogasanlæg i området eller regionen.

Ved en sådan decentral struktur vil tømning og vask af spande samt forbehandling således skulle foregå decentralt. Disse aktiviteter kunne finde sted i tilknytning til det pågældende biogasanlæg i regionen, da en række biogasanlæg formentlig vil skulle etablere forbehandling (hakning og hygiejniserings) af andre restprodukter alligevel.

En mulighed vil også være, at affaldsselskaberne/kommunerne etablerer faciliteter til tømning, vask af spande samt forbehandling, således at der vil være mulighed for afsætning af det forbehandlede madaffald til forskellige biogasanlæg. I forbindelse med planerne om etablering af forbehandlingsanlæg til madaffald fra husholdninger, små erhvervskøkkener m.v. i Aalborg Kommune har der været en del interesse fra gård-biogasanlæg vedrørende modtagelse af forbehandlet madaffald.

I en løsning, der kun omfatter madaffald fra storkøkkener, vil sidstnævnte løsningsmulighed formentlig betyde, at affaldsselskaber/kommuner i regionen må gå sammen om en fælles løsning.

En decentral struktur m.h.t. indsamling og behandling vil således betyde, at der i tilknytning til biogasanlæg eller separat forbehandlingsanlæg skal etableres anlæg til tømning og vask af spande indenfor hvert indsamlingsområde.

M.h.t. tømning af spande er det også en mulighed, at spandene tømmes op i indsamlingsbilen ved køkkenet, og de tømte spande medbringes til vask på den ene side af bilen, og rene opbevares på den anden side af bilen, som det praktiseres i Storkøbenhavn og Nordsjælland. Denne løsning tilgodeser både et højt serviceniveau overfor storkøkkenerne og reducerer arbejdet med håndtering af madaffaldet på forbehandlingsanlæg/biogasanlæg.

Indsamlingshyppigheden må for begge typer løsninger kunne reduceres til 1 gang pr. uge, såfremt pladsforholdene hos køkkenerne tillader det.

3.3.2.3 Containerløsning med skyl

En løsning, hvor der indsamles i containere med tømning og skylning direkte på bilen, som det praktiseres på Sjælland, er meget velegnet i en biogasløsning. Der er ingen emballering af madaffaldet og indsamlingsbilen kan tømme madaffaldet direkte i forbehandlingsanlægget. Forbehandlingsanlægget kan ligeledes her være placeret i tilknytning til et biogasanlæg eller et affaldsselskab.

Ligesom i de andre decentrale biogasløsninger er det vigtigt, at der sikres en frasortering af fremmedlegemer og en hakker/knuser med tilstrækkelig stor styrke til håndtering af knogler.

I områder med storkøkkener, der er vant til løsninger med højere service- og hygiejniveau, kan det evt. blive svært at introducere denne løsning. Dels vil arbejdet med håndtering og vask af opsamlingsspande blive større for køkkenpersonalet, dels vil der være større risiko for luftgener, hvis indsamlingshyppigheden kun er 1 gang pr. uge.

Da affaldet ikke er emballeret eller i tætsluttende spande, vil det af hensyn til eventuelle lugtgener være hensigtsmæssigt at fastholde en indsamlingshyppighed på mere end 1 gang ugentligt.

Fælles for alle decentrale biogasløsninger er endvidere, at der skal foretages rengøring af indsamlingsbiler efter hver aflæsning på biogasanlægget.

3.3.3 Forbrænding

I forbindelse med afsætning af madaffaldet til forbrænding vil madaffaldet blive indsamlet sammen med den almindelige dagrenovation og blive forbrændt på de eksisterende affaldsforbrændingsanlæg.

Indsamling af dagrenovation foregår normalt 1 gang pr. uge. Der vil således være nogle transportmæssige fordele dels ved at samkøre madaffaldet med anden dagrenovation dels ved, at indsamlingshyppigheden ofte er lavere set i forhold til den gennemsnitlige situation for madaffaldet i dag.

Der kan som tidligere nævnt være en del storkøkkener primært i byområder, hvor det af pladsmæssige hensyn og af hensyn til lugtgener kan være nødvendigt, at madaffaldet bortskaffes hyppigere end 1 gang ugentligt. I disse tilfælde bør der være mulighed for hyppigere afhentninger. I Aalborg Kommune er der eksempelvis enkelte virksomheder, der får afhentet dagrenovation mere end 1 gang pr. uge mod betaling af dobbelt dagrenovationstakst.

Ved en forbrændingsløsning vil madaffaldet kunne emballeres i plastaffaldssække. Indsamlingsbiler til dagrenovation har normalt ikke udstyr til at foretage skylning af containere, så her vil anvendelse af plasticsække være hensigtsmæssig for at undgå for megen tilsmudsning af indsamlingscontaineren. Emballering vil ligeledes kunne bidrage til at begrænse eventuelle lugtgener og dermed køkkenernes behov for hyppigere afhentninger.

Det almindelige dagrenovationsaffald (brændbare affald) opsamles i forvejen i plastposer i de fleste køkkener. Det vil derfor være hensigtsmæssigt for køkkenerne, at madaffaldet og det øvrige brændbare affald opsamles i de samme plastposer/indsamlingsenheder. Dette vil give fleksibilitet for affaldshåndteringen i køkkenerne og evt. begrænse antallet af indsamlingsenheder i køkkenet.

Det er vigtigt, at plastposerne har tilstrækkelig styrke, så de kan holde til håndteringen i køkkenerne. Madaffaldet har typisk en højere vægtfylde end det øvrige brændbare affald. M.h.t. køkkenernes eksisterende opsamlingsenheder til brændbart affald vil det være nødvendigt at sikre, at der er en opsamlingsenhed (holder til plastposen), som er tilstrækkeligt stabil til håndtering af den øgede vægtfylde i affaldet. Dels skal den sikre, at plastposen holdes godt fast, dels skal den sikre, at selve indsamlingsenheden ikke vælter.

Her kunne der eksempelvis være tale om en plastkurv på et understel med hjul.

Det vil være vigtigt at sikre, at containere til dagrenovation hos storkøkkenerne er velholdte (uden revner, huller), og at de ikke fyldes mere, end de kan lukkes og er tætsluttende både af hensyn til lugtgener og rotterisiko. Storkøkkenernes eksisterende containere har nu i en årrække ikke været anvendt til madaffald i nævneværdige mængder, hvorfor der let vil kunne opstå nogle problemer med dette våde organiske affald, hvis det skal til at håndteres i de eksisterende containere. Kommunerne kan evt. gå ind og stille særlige krav til vedligeholdelse og udskiftningshyppighed af containere i deres regulativer.

De eksisterende separate indsamlingssystemer for madaffald fra storkøkkener vurderes ikke at være relevante i relation til en forbrændingsløsning. Det vil ikke give mening for køkkenerne at kildesortere, når begge affaldsfraktioner alligevel skal behandles det samme sted. Transportmæssigt vil det være betydeligt mere ressourcerelevende såvel økonomisk som miljømæssigt. Tilsvarende m.h.t. vask af spande. Endvidere er det af hensyn til et mere homogent forbrændingsprodukt hensigtsmæssigt at blande madaffaldet sammen med det brændbare affald.

Ved indsamling sammen med andet dagrenovationsaffald fra husholdninger og virksomheder vil madaffaldet blive sammenblandet med dette.

3.3.4 Kompostering

3.3.4.1 I fælles centrale anlæg

Det vurderes, at en komposteringsløsning er mest relevant i områder, hvor der i forvejen indsamles organisk dagrenovation fra husholdninger med henblik på kompostering samt i områder/kommuner, der ligger i nærheden af et sådant indsamlingsområde. Det vil formentlig være mest hensigtsmæssigt, at indsamlingen så vidt muligt foregår som for den organiske fraktion af dagrenovationen. Indsamling med henblik på kompostering kan som i Vejle eksempelvis foretages med emballering i plastposer. Fra anlæggets side vurderes det umiddelbart, at tromlesigte m.v. vil kunne håndtere en plastpose i en lidt tykkere kvalitet. En løsning, hvor madaffaldet ankommer uemballeret i container/containerbil, vil også kunne håndteres.

Mindre anlæg i fjerntliggende områder

Et sådant mindre anlæg vil ikke være baseret på at kunne åbne og frasortere plastposer. Ligesom en spandeløsning, der kræver etablering af et vaskeanlæg, heller ikke er relevant. En løsning, hvor madaffaldet kommer direkte i en container, hvor køkkenet selv står for vask efter tømning, eller hvor der anvendes bioposer (jf. afsnit om decentral indsamling m.h.p. biogas), vil her være mulige løsninger.

Hvis der forudsættes en kapacitet på 6000 liter, og der skal eksempelvis anvendes 30 % strukturmateriale, er restkapaciteten på 4.200 liter. Storkøkkenerne har gennemsnitligt 190 kg madaffald pr. uge, svarende til 222 liter. Såfremt anlægget forudsættes anvendt i tyndere befolkede egne (fjerntliggende egne), er gennemsnittet måske lidt lavere (sættes her til 190 liter). Dette svarer så til, at 22 storkøkkener leverer madaffald til anlægget. Hvis de mindre erhvervskøkkener kom med i sådan en ordning (hvilket ville være oplagt) og evt. husholdninger, ville indsamlingsområdet kunne begrænses.

3.4 Arbejdsmiljø

De arbejdshygiejniske og ergonomiske forhold i forbindelse med affaldshåndtering afhænger i høj grad af de systemer og den teknologi, der anvendes til indsamling af madaffaldet. De arbejdshygiejniske påvirkninger afhænger endvidere af affaldets beskaffenhed, udendørstemperaturen samt tømnings- og rengøringsfrekvensen. (Christensen, 1998; Miljøstyrelsen, 2002b).

I nærværende afsnit laves der nogle meget overordnede betragtninger vedrørende de arbejdshygiejniske forhold ved de disponeringsmuligheder, der gennemføres LCA-screening på senere i rapporten. De potentielle påvirkninger vil her være fra mikroorganismer (via aerosoler og stænk) samt fra afgasning af flygtige organiske forbindelser, der kan bidrage til lugtgener, kvalme og ubehag.

Der findes ikke undersøgelser specifikt af arbejdsmiljøet ved indsamling af madaffald fra storkøkkener. Der har i forbindelse med projektet bl.a. været taget kontakt til Arbejdstilsynet i de kredse, som Daka og PNA tilhører. Disse har imidlertid ikke kunnet bidrage med vurderinger af indsamlingssystemerne.

Derfor er de efterfølgende iagttagelser baseret på Miljøstyrelsen, 2002b, der udover indsamling af organisk affald fra boliger også omfatter indsamling af organisk affald fra små erhvervskøkkener og fødevarerforretninger i Aalborg Kommune.

3.4.1.1 Indsamling til bioforgasning med anvendelse af poser

Som en del af ovennævnte undersøgelse er arbejdsmiljøet undersøgt i en løsning med madaffaldet emballeret i plastposer og med tømning af 80 l beholdere på hjul, hvor der gennemføres skyl af containere på indsamlingsbilen. Indsamlingshyppigheden er 1 gang pr. uge. Denne løsning er bl.a. brugt til såvel husholdninger som små erhvervskøkkener og er tilsvarende den løsning, der er beskrevet i afsnit 2.3 bortset fra, at containerne her vil være større.

Ifølge Miljøstyrelsen, 2002b, udgør denne type indsamlingssystem ikke nogen nævneværdig arbejdshygiejnisk/biologisk påvirkning af medarbejderne. Den lille eksponering, der er tale om, opvejes af den korte eksponeringstid. Det afgørende er, at madaffaldet er indpakket og poserne lukkede. Hvis dette ikke er tilfældet, kan det ikke udelukkes, at eksponeringen kan give anledning til gener. Aflæsningsproceduren på biogasanlægget gav under de observerede forhold ikke anledning til eksponering af problematisk karakter.

3.4.1.2 *Indsamling til bioforgasning uden anvendelse af poser*

Systemet med indsamling af uemballeret madaffald i containere og med skyl af containeren på indsamlingsbilen udgør som tidligere nævnt et af de eksisterende indsamlingssystemer på Sjælland. Der er ifølge Arbejdstilsynet i Vestsjællands Amt imidlertid ikke lavet nogle undersøgelser af arbejdsmiljøet på det eksisterende indsamlingssystem. Ifølge ovennævnte undersøgelse fra Aalborg vil uemballeret affald kunne give anledning til gener især ved selve skylleprocessen, og det anbefales, at der foretages foranstaltninger til at nedbringe eksponeringen. Ved det eksisterende system på Sjælland modvirkes nogle af generne ved, at der indsamles relativt hyppigt, 2 gange ugentligt i vinterhalvåret og 3 gange i sommerhalvåret. Løsningen vil formentlig ikke være velegnet, såfremt indsamling reduceres til 1 gang ugentligt.

3.4.1.3 *Indsamling til biogas med system baseret på spande*

I Jylland og på Fyn er indsamlingssystemet baseret på spande á 60 liter med tæt-sluttende låg. Den mest almindelige indsamlingshyppighed er 1-2 gange om ugen. Arbejdstilsynet i Vejle har ikke besøgt indsamlingsvirksomhederne i en længere periode og har ikke yderligere bidrag til vurderingen. De arbejds-hygieniske på-virkninger vurderes til at være meget små under indsamlingen. Beholderne er tæt-sluttende og skal hverken tømmes eller skylles på indsamlingsvognen. Tømningen og vask af beholderne foregår på behandlingsanlægget. I Storkøbenhavn og Nord-sjælland indsamles madaffaldet i 90 liters spande med låg. Her tømmes spandene op i indsamlingsbilen ude ved det enkelte køkken, og spandene medtages og vaskes centralt. Ved denne løsning er der større risiko for, at personalet bliver udsat for arbejds-hygieniske påvirkninger. Der er både en øget risiko ved selve tøm-ning/skylning og ved håndtering af den tømte spand.

3.4.1.4 *Indsamling til forbrænding i plasticsække.*

Ved separat indsamling til forbrænding i plasticsække vil de arbejdsmiljømæssige forhold være ret identiske med løsningen med indsamling i poser med henblik på efterfølgende bioforgasning.

Ved indsamling sammen med anden dagrenovation bør madaffaldet også emballe-res i plasticsække. Der kan evt. opstå nogle problemer med, at de eksisterende con-tainere i en nogle tilfælde vil være nedslidte/utætte. Endvidere kan sækkene evt. blive revet op ved sammenblanding med andet affald. I et ikke-separat indsam-lingssystem vil der måske ikke være så stor opmærksomhed omkring, hvorvidt sækkene er lukket tilstrækkeligt godt.

3.4.1.5 *Indsamling til kompostering*

De arbejdsmiljømæssige forhold vil være identiske med forholdene for de decen-trale indsamlingsløsninger til bioforgasning hhv. med og uden poser.

Opsummerende kan siges, at en spandeløsning med ”central vask” giver de bedste arbejds-hygieniske forhold ved indsamling. Separat indsamling i pose- og sække-løsninger er næstbedst, mens de åbne løsninger med såvel spande og containere vurderes bl.a. at ville kræve hyppigere indsamling end de andre løsninger.

3.5 Økonomi

I nærværende afsnit er der lavet nogle overordnede overvejelser om, hvorvidt de forskellige disponeringsmuligheder kan betyde øgede eller mindskede udgifter for storkøkkenerne set i forhold til de hidtidige indsamlings- og behandlingsordninger. Der er taget udgangspunkt i priserne på de eksisterende ordninger pr. august 2002 samt givet nogle bud på, hvad udgifterne eksempelvis kan blive med de nye ord-

ninger. Afsnittet må således ikke ses som en decideret afdækning af priser på mulige fremtidige ordninger.

De respektive indsamlere og behandlere har opgivet gennemsnitlige priser på madaffaldsordninger jf. nedenstående tabel.

Madaffaldsordninger	Gennemsnitlig pris pr. kg
PNA	1 kr.
Daka Ortved	1,01 kr.
Daka Randers	1,16 kr.
Renoflex	1,97 (variation 17% afhængig af antal tilkørsler)

Tabel 3.1: Gennemsnitlige priser på madaffaldsordninger i august 2002 jf. indsamlerne.

For de mindre køkkener vil prisen ofte være højere, da de større køkkener ofte får en form for mængderabat. Endvidere kan kørselsafstande evt. have indflydelse på prisen.

I nedenstående er der på baggrund af opgivne takster fra nogle af madaffaldsordningerne beregnet priser ud fra, hvad det koster at få afhentet og behandlet en madaffaldsmængde på hhv. 190 kg og 500 kg, hvor 190 kg svarer til den gennemsnitlige madaffaldsmængde pr. uge for danske storkøkkener (jf. madaffaldsstatistik). Tømningsfrekvens forudsættes afpasset efter praksis indenfor de pågældende indsamlingsordninger. Det er forudsat, at vægtfylden er 0,85 kg pr. liter.

	Stopgebyr	Pris pr. enhed	Pris pr. kg	I alt ved 190 kg	I alt ved 500 kg
Renoflex	Forudsat afhentning hhv. 1 og 3 gange pr. uge		1,79-2,16	340-410 kr.	-
Kølecontainer	75 kr. for 400 l container (forudsat tømning v. 90% fuld)	50 kr.	0,42 kr.	157 kr.	413 kr.
Daka Ortved	75 kr. for 400 l forudsat 2,5 tømninger pr. uge	50 kr.	0,40 kr.	-	510 kr.
Daka, Randers	140 kr. for 60 l spand 165 kr. for 190 l spand (forudsat afhentning hhv. 1 og 2 gange pr. uge)	15 kr. 17 kr.	0,30 kr. 0,30 kr.	258-398 kr. -	455-595 366-531

Tabel 3.2: Priser baseret på opgivne takster fra indsamlere/behandlere (august 2002)

Priserne beregnet på de opgivne takster er i nogle situationer dobbelt så store som gennemsnitspriserne, og i andre situationer lidt mindre end gennemsnitspriserne.

Central indsamling/forbehandling og efterfølgende bioforgasning

En løsning med central indsamling og forbehandling af madaffaldet og efterfølgende bioforgasning må forventes at blive dyrere end de nuværende ordninger. De virksomheder, der oparbejder madaffaldet til foder, får på nuværende tidspunkt en vis indtægt ved afsætning af madaffaldet til svinefoder. Prisen på byg (ab landmand) ligger på ca. 700-800 kr. pr. ton (Hedegaard A/S, 2002). Prisen på madaffald skal derfor ligge under 300 kr. pr. ton for at kunne være konkurrencedygtig. (Foderværdien af 1 ton madaffald svarer ca. til 0,4 ton byg jf. Kromann, 1996).

Prisen på biogasanlæggenes modtagelse af forhåndssorteret og rent organisk affald fra husholdninger, der tilnærmelsesvis kan sidestilles med forbeholdt madaffald fra storkøkkener, lå i efteråret 2002 på ca. 180 kr. pr. ton (ekskl. hygiejniser) ifølge Søren Tafdrup, Energistyrelsen. Der vil formentlig være ret stor variation på prisen for de enkelte anlæg, og i visse tilfælde vil man måske kunne opnå en vis pris for afhændelse af madaffaldet, afhængig af det enkelte anlægs markedssituation vedrørende modtagelse af organiske restprodukter. Det vurderes dog, at en afhændelse til bioforgasning gennemsnitlig set vil medføre en vis prisstigning for afsætning af det indsamlede madaffald, set i forhold til den nuværende situation og

dermed også for storkøkkenerne. Måske i størrelsesordenen 300-600 kr. pr. ton, således at den gennemsnitlige pris kommer op på 1.300-1.600 kr. pr. ton.

Decentral indsamling og bioforgasning

Aalborg Kommunes Renovationsvæsen har på baggrund af den hidtidige indsamling af madaffald fra små erhvervskøkkener og supermarkeder vurderet, at prisen for separat indsamling ligger på ca. 900 kr. pr. ton madaffald ved 1 ugentlig indsamling og evt. lidt lavere for storkøkkener. Storkøkkener giver større mængder pr. indsamlingssted, til gengæld ligger de længere fra hinanden, så prisen for disse køkkener vurderes at ligge på 800-900 kr. pr. ton, formentlig mere i mindre kommuner/byer.

Dertil skal lægges en behandlingspris. Forbrændingsanlægget Reno-Nord I/S har haft planer om at forbehandle organisk affald med efterfølgende afhændelse til bioforgasning. Der er i den forbindelse beregnet en pris på ca. 500 kr. for afhændelse af det organiske affald på Reno-Nord. Denne indeholder også selve behandlingsprisen på bioforgasning. Prisen er beregnet med en relativt kort afskrivningsperiode på 5 år og med en begrænset driftsudgift til varme (baseret på noget overskudsdamp fra forbrændingsanlægget), hvilket således trækker lidt i hver sin retning.

I dette tilfælde vil den samlede pris formentlig ligge på i størrelsesordenen 1.300-1.400 kr. pr. ton madaffald.

Forbrænding

Behandlingsprisen på forbrænding ligger på 500-600 kr. pr. ton inkl. affaldsafgift (jf. Videnscenter for Affald og Genanvendelse). Aalborg Kommunes Renovationsvæsen oplyser en pris på 530 kr. incl. affaldsafgift.

Prisen på indsamling af dagrenovation kan ifølge en undersøgelse blandt 23 danske anlæg sættes til ca. 950 kr. pr. ton (ekskl. behandling) (Eunomia Research & Consulting Ltd.). Dette stemmer godt overens med en opgivet pris fra Aalborg Kommunes Renovationsvæsen for indsamling af madaffaldet sammen med almindelig dagrenovation, der vurderes at ville ligge på ca. 1.000 kr. pr. ton (Aalborg Kommunes Renovationsvæsen, 2002).

Ved separat indsamling af madaffaldet (med henblik på efterfølgende forbrænding) vil prisen på indsamling som tidligere nævnt ligge på i størrelsesordenen 800-900 kr. pr. ton for en kommune som eksempelvis Aalborg.

I dette tilfælde vil den samlede pris ligge på 1.300-1.600 kr. pr. ton.

Kompostering

Behandlingsprisen på komposteringsanlægget i Vejle ligger på 660 kr. pr. ton.

Ifølge ”Affaldsteknologi” kan behandlingsprisen på anlæg svarende til det nu lukkede komposteringsanlæg i Århus sættes til 450-600 kr. pr. ton affald for anlæg med kapacitet på hhv. 20.000 og 10.000 tons pr. år, når der er taget højde for ”optimering af anlægget”.

Dertil kommer prisen for separat indsamling af madaffaldet fra storkøkkener på i størrelsesordenen 800-900 kr. pr. ton samt en pris på forbehandling, der formentlig vil udgøre nogle hundrede kr.

Prisen vil således ligge på i størrelsesordenen 1.500-1.800 kr. pr. ton.

Ovenstående overordnede overvejelser og bud på prisniveauer indikerer, at priserne på de her nævnte alternative løsninger ligger højere end de opgivne gennemsnitspriser fra nogle af de nuværende indsamlingsfirmaer, men ikke alle.

4 Sammensætning af madaffald, madaffaldsmængder og kapacitet på eksisterende anlæg

4.1 Sammensætning af madaffald fra storkøkkener

Madaffaldet består af kød, frugt, grøntsager, skræller, brødrester, sovs, kartofler, kager mv. (Ernæring og Reproduktion, 2002). Kaffegrums og kaffefiltre er hidtil ikke kommet i madaffaldet på grund af anvendelse til foder, men kan fremover indgå i madaffaldet og de anvendelser, der vil være aktuelle.

Af nedenstående tabel fremgår sammensætninger af madaffald baseret på tre forskellige kilder, hhv. de to virksomheder, som oparbejder madaffald til foder samt udrådningforsøg, der er gennemført i tilknytning til nærværende projekt (jf. afrapportering i bilag 2).

	PNA, Kolding			Kampas, Ringsted			Prøve til udrådningforsøg		
	Procent	Procent af TS	Indhold pr. ton TS [kg]	Procent	Procent af TS	Indhold pr. ton TS [kg]	Procent	Procent af TS	Indhold pr. ton TS [kg]
Vand	73,9	-	-	70,1	-	-	77,9	-	-
Råaske	2,1	8,05	80,5	4,7	15,72	157,2	2,2	10,2	101,5
Råfedt	7,8	29,89	298,9	8,7	29,10	291,0	4,5	20,4	204,0
Råprotein	5,6	21,46	214,6	7,2	24,08	240,8	5,6	25,6	255,7
Svært omsæt. kulhydrater	0,8	3,07	30,7	2,2	7,36	73,6	0,7	3,2	32,2
Let omsæt. kulhydrater	9,8	37,55	375,5	7,1	23,75	237,5	9,0	40,7	406,6
Sum	100	100	1000	100	100	1000	100	100	1000
VS	24,0	-	-	25,2	-	-	19,8	-	-
Mineraler									
Kvælstof	0,896**	3,43**	34,3**	1,152**	4,41**	44,1**	0,902**	3,46**	34,6**
Kalium	0,573	2,20	22,0	-	-	-	-	-	-
Fosfor	0,220	0,84	8,4	0,54	1,81	18,1	-	-	-

Tabel 4.1: Sammensætning af madaffald (Ernæring og Reproduktion, 2002)
(** er beregnet på baggrund af faktor for omregning af råprotein til N hvilken er 6,25 (Statens Foderkontrol, 1982))

Sammensætningen af madaffald på PNA og Daka Ortved er baseret på færdigvarens sammensætning. Dvs. at produktet er varmebehandlet madaffald fra storkøkkener. Oplysningerne er baseret på de to oparbejdningsevirsomheders indberetninger til Landsudvalget for svin, Afdeling for Ernæring og Reproduktion. Madaffaldets sammensætning udgør indholdsgarantien, som de to virksomheder hidtil har givet ved foderanvendelse. Sammensætning af madaffald fra PNA er baseret på et gennemsnit af stikprøver over en ikke nærmere defineret periode (PNA, 2002). Der foreligger ikke oplysninger om, på hvilket grundlag sammensætningen af madaffald fra Daka Ortved er baseret udover, at prøven/prøverne formentlig er fra før 1990. Derfor tages der primært udgangspunkt i sammensæt-

ningen af madaffald fra PNA. Sammensætningen fra Daka Ortved anvendes hovedsageligt som sammenligningsgrundlag.

Hos PNA sorteres kødben fra, hvorfor råskeindholdet er mindre end i prøven fra Kampas. I prøven fra Daka Ortved er kødbenene knust og iblandet, hvilket også medfører, at indholdet af calcium og fosfor er højere i denne prøve (Ernæring og Reproduktion, 2002). Her er vandindholdet også tilpasset i det færdige madaffaldsprodukt, således at tørstofindholdet er oppe på ca. 30 %. Hos Daka Ortved tilsættes ligeledes små mængder myresyre og saltsyre for at sikre holdbarheden.

Prøven, der anvendes til udrådningsforsøg i nærværende rapport, er udtaget i sommeren 2002 på Daka Ortved. Prøverne er indsamlet over en periode på tre dage, hvor der hver dag blev udtaget en prøve på 15 kg fra en tankvogn.

Vedrørende sammensætning kan bemærkes, at fedtindholdet er målt til en ret lav værdi i de udtagne prøver.

I tilknytning hertil skal endvidere nævnes, at PNA indsamler fedt/friturefedt sammen med madaffaldet (samme spand) i modsætning til Daka Ortved, der indsamler dette separat.

Gaspotentiale

Gaspotentialet er fastsat på baggrund af det teoretiske gaspotentialer baseret på sammensætningen af madaffald fra PNA samt på resultater fra udrådningsforsøg gennemført på DTU.

I forsøgene er det undersøgt, hvilken indflydelse varmebehandlingen har på omsætningsgraden af madaffaldet. Der er udført udrådningsforsøg på baggrund af de omtalte prøver udtaget på Daka Ortved (ved Ringsted). Der er udført udrådningsforsøg af affald, der ikke er varmebehandlet, affald der er varmebehandlet ved 70 °C, 1 time) og tryksteriliseret affald (121 °C, 30 min). Se bilag 3.

Konklusionen på udrådningsforsøgene er, at det termisk behandlede madaffald har et højere methanudbytte end ubehandlet madaffald. Det øgede udbytte vurderes at være på omkring 10%. Omsætningsgraden af termisk behandlet madaffald i biogasanlæg (14 dages opholdstid) vurderes på baggrund af udrådningsforsøg at ligge på ca. 90%.

	Methan ml CH ₄ /gVS	Methan m ³ / ton affald
Målt gasudbytte fra udtaget prøve, (70 °C , 1 time)	717	142
Teoretisk gaspotentialer (fra udtaget prøve)	555*	110
Teoretisk gaspotentialer PNA (100% omsætning)	613*	147
Anvendt værdi (90% omsætning)	552	132

Tabel 4.2: Gaspotentialer (*Beregning af gaspotentialer fremgår af bilag 2).

Den anvendte værdi er fastsat til 90% af ”PNA’s teoretiske gaspotentialer” (v.100% omsætning).

Der er nogen usikkerhed forbundet med fastsættelse af gasproduktionen for madaffaldet, hvorfor denne parameter indgår i følsomhedsvurderingen, jf. afsnit herom.

Madaffaldets mineral- og tungmetallindhold

Ifølge analyser af madaffaldets sammensætning (PNA, 2002) er der 22 kg kalium, 8,4 kg fosfor og 34 kg kvælstof pr. t TS.

I madaffaldet er der et begrænset indhold af tungmetaller. Der regnes med nedenstående værdier, som er baseret på en prøve fra Daka Ortved.

Tungmetal	G/t TS
Pb	< 0,50 (sættes til detektionsgrænsen)
Cd	<0,10 (sættes til detektionsgrænsen)
Hg	< 0,02 (sættes til detektionsgrænsen)
Cr	1,3
Cu	4,3
Ni	0,87
Zn	32

Tabel 4.3 Indhold af tungmetal (Daka Ortved/Rovesta miljø I/S, 2002).

4.2 Madaffaldsmængder

Totale mængder madaffald fra storkøkkener

De samlede mængder af madaffald fra storkøkkener er opgjort i ”Statistik for madaffald 2000” (Miljøstyrelsen, 2002a). Dataene i rapporten er baseret på indberetninger fra de tre eksisterende anlæg, der oparbejder madaffald. Da disse anlæg er de eneste i Danmark, der indsamler og oparbejder madaffald, kan data fra anlæggene siges at være landsdækkende. I år 2000 er de indsamlede mængder opgjort til 20.825 tons, hvilket er indsamlet fra ca. 2.100 storkøkkener. Dette svarer som tidligere nævnt til 190 kg i gennemsnit pr. storkøkken pr. uge.

Potentielle mængder madaffald fra storkøkkener

De tre oparbejdningsevner har skønnet et potentiale for indsamling af madaffald fra storkøkkener. Skønnene ligger i et interval fra 20.000 til 25.000 tons. Usikkerheden i det skønnede potentiale kan tilskrives anlæggenes skøn over køkkernes evne til at frasortere madaffaldet. (Miljøstyrelsen, 2002a).

Oparbejdningens vurdering er baseret på, at den nuværende lovmæssige grænse for indsamling af madaffald fra storkøkkener opretholdes, herpå er det gennemsnitlige potentiale for de 2100 storkøkkener på mellem 185 og 230 kg pr. køkken pr. uge.

Noget tyder dog på, at det samlede skønnede potentiale er lavt sat. I det offentlige serveres dagligt ca. en halv mio. måltider, hvor hvert måltid giver anledning til 125 g madaffald (Mikkelsen, 1998). På årsbasis svarer dette til ca. 22.800 tons. Hvis det anslås, at der produceres ligeså mange måltider i det private erhvervsliv, dvs. kantiner, restauranter mv., er potentialet samlet set 45.600 tons pr. år. Det har ikke været muligt at fastslå, hvor store madaffaldsmængder, der henhører til køkkenerne, der producerer over 100 kg madaffald pr. uge, og hvor meget der produceres i mindre køkkener. Under alle omstændigheder giver det et billede af, at potentialet kan være noget større end oparbejdningsevnernes skøn.

En anden indikation af, at potentialet er sat lavt, kan relateres til undersøgelser i Aalborg Kommune. Alle køkkener i Aalborg Kommune, der producerer under 100 kg madaffald om ugen, var tidligere forpligtigede til at indgå i indsamlingens ordningen til biogasproduktion (Miljøstyrelsen, 2002b). Hvis systemet i Aalborg var blevet fuldt udbygget, kunne der indsamles 491 tons pr. år fra 350 (små) erhvervskøkkener, jf. tabel 4.4. Dette svarer til, at køkkenerne har 27 kg madaffald pr. uge. (Under denne ordning indsamledes ikke madaffald fra storkøkkener). Af

tabellen fremgår, hvilke mængder storkøkkener kunne bidrage med, hvis de blev tilsluttet ordningen. I undersøgelsen af indsamlingen i Aalborg anbefales det, at storkøkkenerne deltager i ordningen. Dette hænger sammen med, at nogle køkkener placerer deres affald i det almindelige renovationsaffald for at komme under grænsen på 100 kg pr. uge. Renovationsvæsenet i Aalborg anslår, at storkøkkenerne leverer 500 tons affald pr. år til forbrænding pga., at storkøkkenerne vil undgå den særlige indsamlingsordning for storkøkkener (Miljøstyrelsen, 2002b). Dette giver et samlet potentiale ved fuld udbygning og korrekt sortering i Aalborg på 1800-1900 tons om året i stedet for ca. 1300 tons.

	Antal	Masse [kg/uge/enhed]	Indsamlet mængde [tons/år]
Erhvervskøkkener	350	27	491
Storkøkkener	50	339	881
Samtlige køkkener	400	137	1337
Bevidst fejlsortering	-	-	500

Tabel 4.4: Forventede mængder indsamlet madaffald fra køkkener i Aalborg kommune, ved et fuldt udbygget system. (Miljøstyrelsen, 2002).

Andre kilder til madaffald

Det kan være relevant at se på andre kilder til organisk affald, som det kan være relevant at indsamle madaffaldet sammen med.

Udover affaldet fra den lovpligtige indsamling fra storkøkkener opgør ”Statistik for madaffald 2000” også indsamlede mængder og potentiale for madaffald fra detailhandel og fremstillingsvirksomhed. I år 2000 blev der indsamlet 3.484 tons ind fra disse virksomheder, hvilket er en stigning på 31 % i forhold til 1999. Året før var der tale om en stigning på tilsvarende niveau.

De tre oparbejdningsanlæg vurderer potentialet for madaffald fra detailhandel og fremstillingsvirksomhed i et interval fra 5.000 til 20.000 tons. Det tyder imidlertid på, at denne vurdering er lavt sat. I Aalborg alene kunne man med et fuldt udbygget system indsamle 1040 tons madaffald fra 20 supermarkeder om året. Dette svarer til 1000 kg pr. uge pr. supermarked. Fra 150 detailforretninger kunne der indsamles ca. 650 tons om året, hvilket svarer til 85 kg. pr. uge pr. enhed. Samlet set er der altså tale ca. 1700 tons madaffald fra supermarkeder og detailhandel om året alene i Aalborg Kommune.

Vedrørende potentialet for organisk dagrenovation fra husholdninger skønner Affald 21 potentialet til at være 40-45 % af den samlede dagrenovation, hvilket i 1999 svarede til 700.000 tons (Miljøstyrelsen, 1999).

4.3 Kapacitet, faciliteter m.v. på eksisterende anlæg

De eksisterende systemer til indsamling af madaffald fra storkøkkener er beskrevet tidligere i rapporten. I det følgende beskrives kapaciteten og mulighederne på de eksisterende biogas- og forbrændingsanlæg.

Forbrænding

Det er en målsætning i Affald 21, at den bedst mulige energiuudnyttelse skal sikres ved forbrænding (Miljøstyrelsen, 1999). Derfor prioriteres KV-anlæg (producerer både el og varme) over VV-anlæg (producerer kun varme). Ifølge ”Affaldsforbrænding i 2004 og 2008, mængder og kapaciteter” vil ca. 85-90 % af affaldet blive afbrændt på KV-anlæg i år 2004 og ca. 95% i år 2008. Der vil således fortsat være et vist behov for at anvende VV-anlæg, også efter år 2008, i visse områder. I øjeblikket har mange af de 31 anlæg bibeholdt deres VV-ovnløsnier, dog bliver de i mange tilfælde kun brugt ved spidsbelastninger. Ligeledes er der forskel på, hvor

stor VV-kapaciteten og KV-kapaciteten er i de forskellige dele af landet (Miljøstyrelsen, 2001a), hvilket der redegøres for i det følgende.

På Sjælland og Lolland/Falster fandtes der 8 anlæg i 1999, heraf var 5 kombinerede KV- og VV-anlæg, to var rene VV-anlæg og et var rent KV-anlæg. I 1999 var 55 % af kapaciteten KV og de resterende VV. I dette år blev hele kapaciteten udnyttet, og derudover blev 20.000-60.000 tons kørt til Fyn. I år 2004 vil der være overkapacitet i regionen, men det vil fortsat være nødvendigt at anvende VV-anlæg. Således vil 20 til 30 % af VV-kapaciteten blive udnyttet. I regionen vil det ikke være muligt at forbrænde madaffaldet i KV-anlæg, men der er rigeligt med VV-kapacitet, hvilken er mellem 390.000 og 446.400 tons. I 2008 forventes det dog, at der vil være en overkapacitet på KV-anlæg på 50.000 til 100.000 tons. I år 2008 vil det altså være muligt at forbrænde madaffaldet i de mere effektive KV-anlæg i denne region (Miljøstyrelsen, 2001a).

Det største anlæg på Fyn er et KV-anlæg, derudover er der et kombineret KV- og VV-anlæg, samt et rent VV-anlæg. I 1999 var KV-kapaciteten 78%. De resterende var VV-kapacitet. Det passede i 1999 til den affaldsmængde, der skulle forbrændes. I 2004 og 2008 vil der være en KV overkapacitet på mellem 30.000 og 70.000 tons (Miljøstyrelsen, 1999b). Det vil altså være muligt at forbrænde madaffald på KV-anlæg i denne region.

I Midt- og Sønderjylland var der i 1999 seks rene KV-anlæg, tre kombinerede anlæg og tre VV-anlæg. I år 2004 forventes det, at der er kapacitet til at forbrænde affaldet, imidlertid må man udnytte 70% af VV-kapaciteten for at følge med affaldsproduktionen (Miljøstyrelsen, 2001a). I år 2008 vil 90% af VV-kapaciteten blive udnyttet. Det debatteres stadig, om der skal opføres et nyt KV-anlæg i trekantområdet, der kan afløse de mindre effektive VV-anlæg.

I Nordjylland er der to KV-anlæg tre kombinerede værker samt to VV-anlæg. I 1999 blev næsten hele den eksisterende kapacitet udnyttet, 75% blev forbrændt på et KV-anlæg. I år 2004 vil billedet være stort set det samme (Miljøstyrelsen, 2001a). Efter år 2006 forventes der at være nok KV-kapacitet til at dække hele affaldsproduktionen i regionen samt et overskud på 75.000 tons.

I de regioner, hvor der er kapacitetsproblemer, eller hvor man ikke vil forbrænde madaffald på VV-anlæg, er der mulighed for at indgå aftaler med KV-anlæg i andre dele af landet. De regioner, der i 2004 må tage stilling til dette, er Nordjylland og Bornholm, hvor der ikke vil være kapacitet til at forbrænde madaffald lokalt. På Sjælland, Lolland/Falster, på Bornholm og i hele Jylland må man tage stilling til, om man vil forbrænde madaffaldet på KV-anlæggene på Fyn eller anvende den eksisterende VV-kapacitet til at forbrænde madaffaldet. Hvis madaffaldet skal forbrændes på KV-anlæg, er der på Fyn kapacitet til at forbrænde den potentielle mængde madaffald på 22.500 tons.

I 2008 er der kommet rigeligt med KV-kapacitet i Nordjylland, samt på Sjælland og Lolland/Falster. Kun i Midt- og Sønderjylland vil der formentlig udelukkende være kapacitet til at forbrænde madaffaldet på VV-anlæg.

Ved udgangen af 2005 skal alle anlæg leve op til det nye EU forbrændingsdirektiv (2000/76/EF). Der er i øjeblikket stor forskel på, i hvilket omfang de enkelte anlæg har tilpasset deres anlæg til de skærpede krav. Ligesom der er stor forskel på alderen af de enkelte anlæg (Miljøstyrelsen, 2002).

Biogas

Der eksisterer i dag 20 biogafællesanlæg i Danmark og 53 gårdbiogasanlæg (dec. 2002). De 20 biogafællesanlæg behandlede i 2001 1,41 mio. tons biomasse, hvoraf 19% var organisk affald og 81% gylle. (Søren Tafdrup, Energistyrelsen, 2002). De enkelte biogasanlæg behandler i dag gylle (ca. 75-85%) og op til 25% organisk affald. Hvis andelen af gylle kommer under 75%, skal den afgassede biomasse udsprede efter Slambekendtgørelsen (BEK nr. 49, 20/01/2000, §16, stk. 7) eller efter Bekendtgørelse om erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v. (BEK. 604, 15/07/2002). Landmændene bag alle eksisterende biogasanlæg har ønsket, at den afgassede biomasse kan udsprede efter Bekendtgørelse om erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v., hvilket begrænser tilførslen af organisk affald til 25%. I de eksisterende anlæg er der således på landsplan i 2001 en teoretisk ledig kapacitet på ca. 5% svarende til ca. 70.000 tons pr. år for modtagelse af organisk affald (det varierer meget for de enkelte anlæg, hvor meget organisk affald der tilføres).

Der har ikke været bygget nye biogafællesanlæg siden 1998, da rammebetingelserne for anlæggene har været usikre, men der er ca. 10 anlæg under overvejelse (Ulsted, Hillerslev (Thy), Mors, Aulum, Odder, Brædstrup, Horsens (Bjerre Herred), Als, Ringsted, Bornholm (Søren Tafdrup, Energistyrelsen, 2002), som vil kunne behandle ca. 1,62 mio. tons biomasse om året. Det er på nuværende tidspunkt usikkert, om de nye anlæg bliver realiseret, blandt andet på grund af usikkerhed om elafregningen for el produceret på biogas. Det forventes, at reglerne for elafregningen vil blive afgjort i løbet af foråret 2003. Bliver alle biogasanlæg under overvejelse realiseret, vil behandlingskapaciteten for organisk affald teoretisk stige med ca. 405.000 tons om året. Endvidere vil der kunne være anlæg, som er under overvejelse, som Energistyrelsen ikke har kendskab til, da Energistyrelsen ikke længere har mulighed for at støtte opstart af nye anlæg.

Gårdbiogasanlæggene behandler kun gårdens egen gylle og rene vegetabiliske/fiskefedtprodukter, dels af veterinære hensyn, dels pga. en begrænset mulighed for anvendelse af varmen på gården. I princippet vil gårdbiogasanlæggene godt kunne godkendes til at modtage madaffald fra storkøkkener, men der vil være risiko for, at affaldet vil blive anvendt til foder i stedet for i biogasanlægget. Dette vil være i strid med den nye EU-forordning for animalske biprodukter, og gårdanlæggene medtages derfor ikke kapacitetsopgørelsen. I det følgende afsnit medtages således kun biogafællesanlæggene.

Kapaciteten for at modtage affald på det enkelte anlæg vil afhænge af en række faktorer, f.eks. den mængde affald, de modtager i dag, mulighed for afsætning af yderligere gasproduktion og modtagegebyr for det affald, de får i dag, sammenholdt med gasindholdet. Der er p.t. kun et biogasanlæg, der før processen kan varmebehandle det modtagne affald til 70°C, 1 time. Det er sandsynligt, at en række anlæg vil etablere hygiejniseringsstanke i forbindelse med de nye krav i EU-forordning for animalske biprodukter. Disse anlæg vil således kunne modtage uopvarmet affald. Nogle biogasanlæg vil muligvis kræve, at affaldet er varmebehandlet, inden det ankommer til anlægget, hvis de skal modtage det.

Fordelingen af de eksisterende biogafællesanlæg på landsdele vil blive redegjort for i det følgende. Behandlingskapacitet er opgjort på baggrund af oplysninger fra Energistyrelsen.

På Sjælland og Lolland/Falster er der i dag 3 biogasanlæg, der i 2001 behandlede ca. 178.000 tons biomasse (blanding af gylle og affald). Der er et anlæg under overvejelse, der vil kunne behandle ca. 200.000 tons biomasse om året.

På Fyn er der i dag 3 biogasanlæg, der i 2001 behandlede ca. 80.000 tons biomasse. Der er ikke kendskab til, at der er anlæg under overvejelse.

I Midt- og Sønderjylland er der i dag 11 biogasanlæg, der i 2001 behandlede 1.052.000 tons biomasse. Der er 5 biogasanlæg under overvejelse, der vil kunne behandle ca. 1.000.000 tons biomasse om året.

I Nordjylland er der i dag 3 biogasanlæg, der i 2001 behandlede 100.000 tons biomasse. Der er 3 anlæg under overvejelse, der vil kunne behandle 335.000 tons biomasse om året.

Der er i dag begrænset kapacitet for modtagelse af nye organiske affaldsfraktioner på Sjælland (men nogen ledig kapacitet på Lolland/Falster) og i Nordjylland. De øvrige landsdele er der ledig kapacitet til at modtage madaffald fra storkøkkener (baseret på 2001-tal). Ved etablering af nye biogasanlæg især på Sjælland og i Nordjylland vil der være tilstrækkelig kapacitet alle steder i landet.

5 LCA-screening - systemafgrænsning og forudsætninger

I det følgende redegøres for hovedprincipperne i LCA-screening i relation til anvendelser af organiske restprodukter og i dette tilfælde madaffald fra storkøkkener.

En LCA-screening er i denne sammenhæng en metode til at beskrive og vurdere de energi, ressource- og miljømæssige forhold, der forekommer ved en given anvendelse af madaffaldet set i hele livscyklusforløbet. Det vil sige fra indsamling og transport af madaffald, anvendelse af madaffaldet, udnyttelse af den producerede gødning og energi, samt tilvejebringelse af energi og materialer til processer.

LCA-screeninger kan udarbejdes på forskellige detaljeringsniveauer. Som tidligere nævnt er udarbejdelse af deciderede livscyklusvurderinger ofte for tids- og ressourcetrækkende. Det drejer sig derfor om at få identificeret de mest betydende områder samt at få klarlagt, hvilke områder der kan udelades eller behandles relativt overordnet, uden at det har væsentlig betydning for det samlede resultat. En væsentlig del af LCA-screeninger er derfor også at lave følsomhedsvurderinger for at sikre troværdigheden af resultaterne.

I relation til anvendelser af organiske restprodukter vil der typisk være 3 situationer, hvor en LCA-screening vil kunne anvendes:

- LCA-screening af én anvendelsesmulighed m.h.p. at vurdere de medgåede ressource- og miljøbelastninger set i forhold til, hvad der kan spares af ressource- og miljøbelastninger ved, at madaffaldet går ind og substituerer noget energi og gødning.
- Sammenlignende LCA-screening, hvor der sættes fokus på, hvilken af de opstillede anvendelsesmuligheder der er bedst ressource- og miljømæssigt set i livscyklusperspektiv. I dette tilfælde opgøres de forskelle, der er mellem løsningerne.
- Endelig kan en LCA-screening anvendes til at udpege de mest belastende områder i livscyklusforløbet med henblik på at gennemføre nogle forbedringer.

I nærværende sammenhæng vil det være en sammenlignende LCA-screening, der vil være i fokus.

Der tages, som det fremgår af figur 5.1, udgangspunkt i det producerede madaffald. Set ud fra en renere teknologi tankegang bør mulighederne for at reducere den dannede affaldsmængde i princippet undersøges først, hvilket dog ligger udenfor dette projekts rammer. For hver løsningsmulighed vil der blive produceret et eller flere produkter på baggrund af madaffaldet. For at kunne opstille et konsistent system må der også ses på tilvejebringelse af de produkter, som erstattes/substitueres, når der sættes en given produktion i gang på baggrund af madaffaldet. De miljømæssige udvekslinger for de substituerede produkter fratrækkes i LCA-screeningerne for de pågældende løsningsmuligheder.

5.1 Overordnede principper for systemafgrænsning

Der er 3 overordnede forudsætninger for det samlede system. Det forudsættes, at det samlede forbrug af produkter fra systemet er konstant uanset anvendelse af restproduktet. Det vil sige, at det samlede forbrug af el, varme og gødningsstoffer forudsættes at være konstant (usikkerhed om græsningsarealer). Endvidere forudsættes det, at de ressourcer, der frigøres i det substituerede system, opgøres som sparede ressourcer. Der inddrages således ikke overvejelser om eventuelle nye anvendelser af disse. Den sidste overordnede forudsætning er, at den energi, som kommer fra solen (energiindholdet i madaffaldet), anses som værende energimæssigt ”gratis”. De miljømæssige udvekslinger ved etablering af de aktiviteter, som er nødvendige for at få etableret udnyttelse af solens energi, bør naturligvis inddrages. I relation til madaffald vil de miljømæssige udvekslinger ved dyrkning og forarbejdning af fødevarer imidlertid udelukkende blive tildelt/allokeret til maden og ikke madaffaldet (allokering på baggrund af økonomisk værdi). Energiopgørelsen i LCA-screeningerne inddrager således energiforbrug og substituerede energiforbrug baseret på fossile brændsler. Energiproduktion på basis af madaffaldet betragtes således som sparet energi baseret på ikke fornyelige ressourcer.

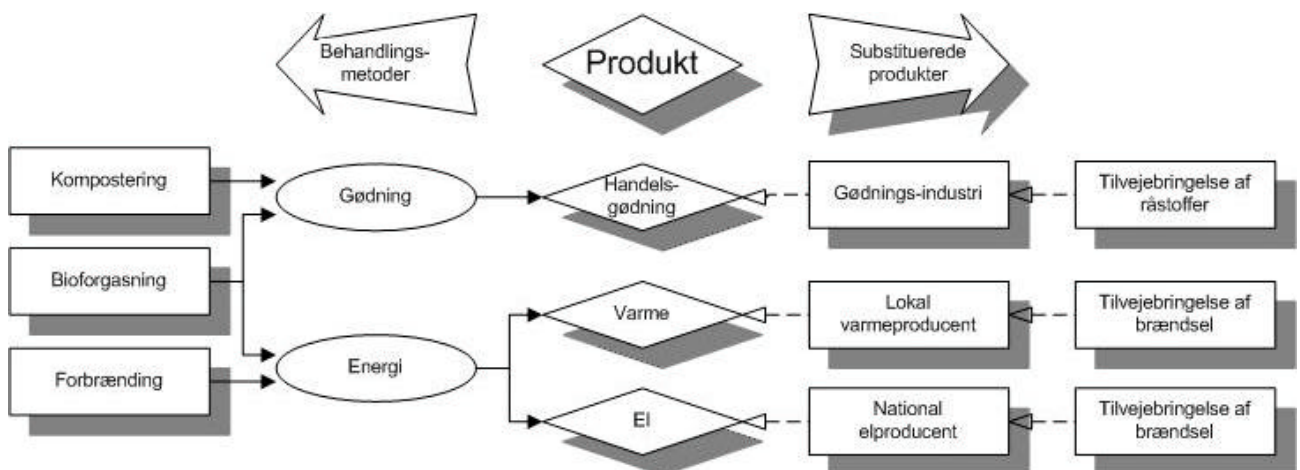
5.2 Anvendelsesscenarier og substituerede produkter

Som det er fremgået af kapitlet om Analyse og vurdering af mulige fremtidige systemer til indsamling og anvendelse af madaffald samt af nedenstående figur, er der overordnet set 4 løsningskoncepter:

- Biogas med central indsamling og forbehandling
- Biogas med decentral indsamling og forbehandling
- Forbrænding
- Kompostering

I afsnittene om LCA-screening af de pågældende disponeringsmuligheder er der nærmere redegjort for afgrænsning af systemerne og for de eventuelle variationer, der undersøges indenfor hvert løsningskoncept.

Af madaffaldet produceres der ved de nævnte anvendelser el, varme og organisk gødning, der substituerer andre produkter.



Tabel 5.1: Overordnet procesdiagram

Organisk gødning

I undersøgelsen produceres der organisk gødning af madaffaldet, dels i form af afgasset madaffald fra biogasbehandling, dels i form af kompost fra komposteringsløsningerne. Madaffaldet vil kunne erstatte andre former for gødningsstoffer. Det anses her for værende mest sandsynligt, at madaffaldet vil erstatte anvendelse af handelsgødning enten i landbruget (afgasset biomasse) eller i haver/parker (kompost).

Der ses her udelukkende på gødningernes indhold af kvælstof, fosfor og kalium. Produktet handelsgødning adskiller sig imidlertid fra den organiske gødning, idet handelsgødningen ikke indeholder organisk stof, som det afgassede og komposterede madaffald vil gøre. Dette forhold omfatter vurderingen imidlertid ikke.

El

El produceres på baggrund af forskellige energikilder og er bundet op i en samlet national/international infrastruktur. Det forudsættes her, at det er el fra dagens kulfyrede kraftvarmeværker, der vil udgøre den substituerede elproduktion.

Varme

Varmeforsyningen er derimod ikke forbundet i en større kompleks infrastruktur, så den type varme, som madaffaldet kan gå ind og substituere, afhænger af varmforsyningen i de pågældende områder.

I nærværende vurdering forudsættes det, at når madaffaldet anvendes i biogasanlæg, vil det på varmesiden typisk gå ind og erstatte varme produceret på naturgasfyret kraftvarmeanlæg, og når madaffaldet anvendes i affaldsforbrændingsanlæg, vil det gå ind og erstatte varme produceret på kraftvarmeanlæg baseret på hhv. naturgas (ca. 70%) og kul (ca. 30%). En mindre del af den producerede varme bortkøles. Se endvidere bilag 1 vedrørende substitueret varme.

Funktionel enhed

LCA-screeningerne tager udgangspunkt i en nærmere defineret mængde og sammensætning af madaffald produceret i køkkenerne, som kan betegnes den ”fælles enhed”. Denne er kernen i vurderingen, og alle energi- og ressourceforbrug samt miljøbelastninger skal henføres til denne enhed. Den fælles enhed defineres her som 1 t TS madaffald.

Vedrørende sammensætning af 1 t TS madaffald henvises til afsnit om sammensætning af madaffald.

De funktionelle enheder udgøres af de producerede produkter af madaffaldet. Der vil være ligeså mange funktionelle enheder som antallet af anvendelsesmuligheder. Den funktionelle enhed for forbrænding udgøres af to produkter (el og varme), for biogas af 5 produkter (el, varme, kvælstof-, fosfor- og kaliumgødning) og for kompostering 3 produkter (kvælstof-, fosfor- og kaliumgødning).

Produktmængderne vil først være kendte efter dataindsamling/beregninger vedrørende hvor meget el, varme og gødning, der kan produceres af madaffaldet. Disse fremgår af de respektive afsnit om anvendelserne.

5.3 Afgrænsninger

Tidsperspektiv og teknologisk niveau

LCA-screeningerne skal anvendes som en del af beslutningsgrundlaget for en ny bekendtgørelse om anvendelse af madaffald fra storkøkkener. Tidsperspektivet i LCA-screeningerne er sat til 10-15 år.

Indenfor hvert anvendelsesområde vurderes det, hvilke teknologier/teknologisk niveau, der vil være mest udbredte indenfor den pågældende periode. På forbrændingsområdet er der taget udgangspunkt i teknologier, som kan opfylde de kommende skærpede emissionskrav. På biogasområdet er der taget udgangspunkt i teknologien på de nyere eksisterende biogasanlæg, suppleret med teknologier i relation til kommende krav om hygiejnisering. På komposteringsområdet er der kun et begrænset antal danske anlæg, der behandler hele den organiske fraktion af dagrenovationen. Der er her bl.a. valgt at anvende data fra det velfungerende komposteringsanlæg i Vejle.

Som det fremgår, er der blandt de undersøgte anvendelser tale om såvel velafprøvede teknologier som forbrænding samt teknologier under udvikling (biogas og kompostering), der formentlig fortsat har noget udviklingspotentiale. Der vil således blive foretaget sammenligning af teknologier, der befinder sig på forskellige teknologiske niveauer.

M.h.t. substituerede teknologier er disse fortrinsvis baseret på de teknologier, der foreligger tilgængelige data på. På el- og varmeområdet anvendes der data på el og varme fra projektet ”Livscyklusvurdering af dansk el og kraftvarme, 2000”, der baserer sig på data fra 1997. M.h.t. tilvejebringelse af handelsgødning er de tilgængelige data lidt ældre. Det drejer sig om tilgængelige data fra SimaPro-databasen samt fra litteratur.

Proces el på biogasanlæg og forbrændingsanlæg fratrækkes denne elproduktionen, der fremkommer fra madaffaldet.

Geografiske grænser

I LCA-screeningerne er scenarierne søgt opstillet, så de så vidt muligt repræsenterer gennemsnitlige danske forhold i den tidligere omtalte periode på 10-15 år. LCA-screeningerne skal således betragtes som generelle. Efterfølgende vil der være mulighed for at tage udgangspunkt i nærværende arbejde og i nødvendigt omfang justere til lokale forhold.

I det substituerede system er der i høj grad tale om importerede produkter/halvfabrikata, bl.a. kul og handelsgødning. Det substituerede system har således en mere fjern geografi end produkter baseret på de organiske stoffer.

Allokering

Ved allokering forstås her fordeling af ressource- og miljøbelastninger, når der optræder flere produkter i/fra samme proces. I nedenstående redegøres der for, hvorledes de centrale allokeringssituationer, der optræder i LCA-screeningerne, håndteres. Ikke uventet optræder der nogle eksempler på multi-input processer, hvor madaffaldet behandles og oparbejdes sammen med andre råvarer, hvis sammensætning adskiller sig fra madaffaldets.

På forbrændingsanlæggene vil madaffaldet blive forbrændt sammen med mange andre affaldstyper. Det skal her så vidt muligt søges afklaret, hvilken mængde af de pågældende emissioner, restprodukter og ressourceforbrug der er knyttet til madaffald. Allokeringen skal her så vidt muligt baseres på ”naturvidenskabelig

årsagssammenhæng". Emissionerne kan både være afhængige af madaffaldets sammensætning og/eller procesforholdene.

M.h.t. biogas og kompostering vil allokeringen ligeledes være baseret på "naturvidenskabelig årsagssammenhæng".

Vedrørende allokering mellem el og varme for de substituerede produkter kan der vælges mellem allokering på baggrund af produceret energi eller exergi (Elsam, 2000). Da allokering på baggrund af exergi tager højde for de kvalitetsmæssige forskelle, der er på de to produkter, vurderes denne allokeringsmetode at bidrage til de mest troværdige resultater af de to metoder.

Tilvejebringelse og afvikling af anlæg/udstyr

I det omfattede system udgøres anlæg /udstyr hovedsageligt af følgende elementer:

1. Biogasanlæg
2. Forbrændingsanlæg
3. Komposteringsanlæg
4. Hygiejniseringsanlæg
5. Anlæg til produktion af substitueret el
6. Anlæg til produktion af substitueret varme
7. Anlæg til produktion af substitueret gødning
8. Lastbiler til transport af madaffald

Tilvejebringelse af anlæg/udstyr er ikke medtaget i LCA-screeningerne for de undersøgte anvendelser. Derimod indgår de for substitueret el og varme, da det i datamaterialet ikke er muligt at adskille tilvejebringelse og drift af anlæggene.

En del af den i vurderingen indeholdte teknologi består af energianlæg. Det er tidligere estimeret, at energiforbruget ved tilvejebringelse og afvikling af såvel centrale som decentrale anlæg til produktion af el og varme kun udgør en meget begrænset del, dvs. nogle få procent af energiforbruget i driftsfasen (Elsam, 2000).

Der foreligger ikke tilstrækkelige data til at kunne vurdere tilvejebringelse/afvikling af produktionsanlæg til fremstilling af handelsgødning. Det modsvares i et vist omfang af tilvejebringelse af anlægget til kompostering, uden det dog her kan vurderes, i hvilket omfang disse opvejer hinanden.

M.h.t. lastbiler er tilvejebringelse/afvikling ikke medtaget.

5.4 Parametre

I LCA-screeningerne indgår følgende parametre:

Globale ressourcer

Fossile brændsler (f.eks. kul, naturgas)

Metaller

Andre mineraler (f.eks. fosfat)

Regionale og lokale ressourcer

Vand

Emissioner i relation til globale miljøeffekter

Drivhuseffekt

Ozonlags-nedbrydning (formentlig ikke relevant i denne sammenhæng)

Emissioner i relation til regionale og lokale miljøeffekter:

Forsuring
Nærings saltbelastning
Fotokemisk ozondannelse
Human toksicitet
Økotoksicitet

M.h.t. emissioner af toksiske stoffer indgår de emissioner, der er relateret til energiproduktion og transport. Der er også indsamlet data på rengøringsmidler til vask af spande/beholdere, men det har ikke været muligt at finde karakteriseringsfaktorer for de pågældende stoffer. Der er således tale om manglende data på dette ikke helt uvæsentlige punkt.

Affald

Affald inddeles i kategorierne slagge/aske, volumenaffald, farligt affald og radioaktivt affald og opgøres i mængder.

Støj og lugt:

Disse områder er ikke inddraget i vurderingerne.

Arbejdsmiljø

I relation til arbejdsmiljø bliver de arbejdshygiejniske forhold ved de forskellige indsamlingssystemer overordnet behandlet jf. afsnit 3.4.

Energi

LCA-screeningerne vurderes ud fra opgørelse af ressourceforbrug og miljøbelastninger. Der vil dog også blive udarbejdet en decideret energiopgørelse i MJ.

5.5 Vurdering

Efter opgørelsesdelen, dvs. dataindsamling samt beregninger vedrørende energi- og ressourceforbrug (input) samt emissioner og andre miljøbelastninger (output) for de opstillede processer og efterfølgende for det samlede system, vil det ofte være hensigtsmæssigt at bearbejde dataene yderligere for bedre at kunne vurdere, hvilke bidrag der er særligt væsentlige. Vedrørende metode til dette tages udgangspunkt i UMIP-projektets metode til opgørelse af effektpotentialer, normalisering og vægtning. Det er den metode, der er størst opbakning til i Danmark. Denne metode er indarbejdet i LCA-værktøjet SimaPro, som beregningerne gennemføres i.

Ressourceforbrug opgøres som forbrug af lødige/rene råstoffer, eksempelvis rent jern og ikke jernmalm. Der foretages ikke nogen aggregering eller omregning til "potentialer" af ressourceforbrug, som det er tilfældet for emissioner. For at få et bedre indtryk af størrelsen af ressourceforbruget omregnes dette til det antal personækvivalenter, ressourceforbruget ækvivalerer (normalisering). 1 PE (1 PE = 1000 mPE (milliperson-ækvivalenter)) udtrykker det gennemsnitlige ressourceforbrug pr. person pr. år globalt set. Efterfølgende vægtes de normaliserede ressourceforbrug alt efter, hvor begrænset den pågældende ressource er, dvs. efter hvor stort det årlige forbrug er i verden af ressourcen i forhold til de kendte reserver, også kaldet forsyningshorisonten. Jo kortere forsyningshorisont, jo større vægtningsfaktor. Årligt forbrug og reserver er opgjort i referenceåret 1990. De vægtede ressourceforbrug har enheden mPRw90 (hvor PR står for personressource).

For fornyelige ressourcer som vand er der ikke udarbejdet vægtningsfaktorer. Der vil være store lokale/regionale forskelle på vægtning af vand.

Bidrag fra emissioner til omgivelserne kan grupperes i et begrænset antal miljøeffekttyper: drivhuseffekt, ozonlagsnedbrydning, fotokemisk ozondannelse, forsurening, næringssaltbelastning human toksicitet og økotoksicitet. Der findes tabeller over effektfaktorer for de stoffer, der bidrager til miljøeffekttypen. En effektfaktor udtrykker miljøeffektpotentialet for et stof som den mængde af en referenceforbindelse (eksempelvis CO₂-ækvivalenter for drivhuseffekt og SO₂-ækvivalenter for forsurening), der ville give det samme bidrag til miljøeffekten som et gram af stoffet. Eksempelvis ækvivalerer 1 g metan 25 g CO₂-ækvivalenter.

Ved bestemmelse af vægtningsfaktorer for de enkelte miljøeffekttyper tager UMIP-metoden udgangspunkt i de eksisterende danske politiske målsætninger for reduktion af forskellige former for miljøbelastninger. Vægtningsfaktoren defineres som miljøeffektpotentialet af udledninger i referenceåret 1990 divideret med miljøeffektpotentialet af de målsatte udledninger i år 2000. Jo skrappere reduktionsmålsætning, jo større bliver vægtningsfaktoren for miljøeffekten.

De vægtede miljøeffektpotentialer måles i enheden mPEM_wdk2000, som står for millipersonækvivalenter ved målsat udledning for verden (w) eller Danmark (DK) i år 2000.

Affald opgøres i kg indenfor de 4 tidligere nævnte kategorier og vægtes ligeledes i forhold til de målsatte udledninger i år 2000. Vedrørende affald er UMIP-modellen stadig under udvikling m.h.t. effektpotentialer og vægtningsfaktorer.

Til gennemførelse af beregningerne anvendes som nævnt PC-værktøjet SimaPro. Der er her også mulighed for anvendelse af andre vurderingsmetoder end UMIP til evt. sammenligning.

5.6 Dataindsamling og datakvalitet

Datagrundlaget til LCA-screeningerne er sammenstykket på baggrund af mange forskellige datatyper.

Der findes ret begrænset litteratur indeholdende oplysninger og data decideret om madaffald fra storkøkkener. På grund af madaffaldets store lighed med den organiske fraktion af husholdningsaffaldet kan der imidlertid hentes nogle data fra rapporter herom indenfor såvel biogas, kompostering og forbrænding.

Derudover er der indhentet oplysninger fra konkrete virksomheder og anlæg samt lavet egne beregninger og skøn. Der er endvidere anvendt data fra UMIP-databasen på bl.a. el, varme, plast og fra SimaPro-databasen vedrørende bl.a. handelsgødning.

Ved dataindsamling og rapportering af data er der lagt vægt på, at følgende forhold så vidt muligt afklares:

- Angivelse af kilde (forfatternavn).
- Angivelse af kildens alder. Hvis dette tidspunkt adskiller sig væsentligt fra tidspunktet for dataenes tilvejebringelse, gøres der opmærksom på dette.

- Angivelse af kildens troværdighed. Det skal angives, om der er tale om data baseret på målinger, beregninger eller skøn.
- Angivelse af dataenes repræsentativitet. Det kommenteres, hvorvidt de anvendte data er repræsentative i relation til formålet med vurderingen.
- Angivelse af usikkerhed på grunddata. Er som minimum udtrykt gennem antallet af betydende cifre. Endvidere er der for nogle datas vedkommende lavet en vurdering på usikkerheden f.eks. udtrykt gennem intervaller.

Der er nærmere redegjort for dataindsamling og datakvalitet i de respektive afsnit med LCA-screeningerne.

6 LCA-screening af biogas med central indsamling og forbehandling

6.1 Systemafgrænsning

Løsningen med biogas med central indsamling og forbehandling omfatter følgende processer:

- Håndtering af madaffald i køkkenerne
- Indsamling og transport
- Forbehandling (Neddeling, hygiejnisering og tøndevask)
- Bioforgasning
- Produktion af el og varme
- Anvendelse af gødning

Indsamlingen af madaffald for dette scenarie forudsættes at udgøres af det eksisterende system baseret på spande. Det forudsættes, at ca. 50% af køkkenerne tager spanden med ind i køkkenet, således at der anvendes små opsamlingsspande ved håndtering af halvdelen af madaffaldsmængden. De små opsamlingsspande vaskes i køkkenernes opvaskemaskine, efter de er tømt i indsamlingsspanden.

Madaffaldet køres til 2-3 centrale forbehandlingsanlæg. Indsamlingssystemet benyttes kun til madaffald fra storkøkkener. Transporten foregår over relativt lange afstande. Beregning af transporten er baseret på data fra de nuværende behandlingsanlæg.

På de centrale forbehandlingsanlæg bliver spandene tømt, madaffaldet neddelt og hygiejniseret. Det er i princippet de samme processer, madaffaldet gennemgår, som ved den tidligere produktion af madpulp, bortset fra, at madaffaldet hygiejniseres (ved 70 °C i en time) i stedet for at blive tryksteriliseret. På forbehandlingsanlægget foretages vask af spande med varmt vand og rengøringsmiddel.

Varmeforbruget til hygiejnisering baseres på varme fra naturgasbaseret kraftvarmeanlæg, som også forudsættes at være den varme, der fortrænges, når biogasanlægget producerer varme på baggrund af madaffaldet. Der varmeveksles på madaffaldet, og varmen anvendes til vask af de store spande. Efter forbehandlingen transporteres madaffaldet ud til et nærliggende biogasanlæg.

Gasproduktionen/-potentialer er fastsat på baggrund af et gennemsnit af stikprøver på madaffaldets sammensætning fra PNA samt de udrådningforsøg (baseret på prøver fra Daka Ortved), der er gennemført i tilknytning til projektet. Udrådningforsøget konkluderede, at der sker en større omsætning af affald, der har været varmebehandlet (ved 70° C, 1 time) end ubehandlet affald. Det er på baggrund af udrådningforsøget antaget, at der sker en 90% omsætning af affaldet, når det har været varmebehandlet.

Det forudsættes, at biogassen forbrændes på et kraftvarmeanlæg. Biogasanlæggets eget forbrug af el fratrækkes anlæggets elproduktion.

Den producerede el substituerer el produceret på et gennemsnitligt kulfyret kraftvarmeanlæg. Den producerede varme substituerer varme fra naturgasbaseret kraftvarmeanlæg. Tilvejebringelsen af råstofferne til den substituerede el- og varmeproduktion samt tilvejebringelsen af dieselolie er medtaget i LCA-screeningen.

Ved udbringning af afgasset madaffald forudsættes næringsstofferne i madaffaldet at substituere handelsgødning. Gødningsværdien af det afgassede madaffald fastsættes på baggrund af madaffaldets indhold af fosfor og kalium samt den forventede udnyttelse af kvælstof fra det afgassede storkøkkenaffald (På baggrund af Thorkil Birkmose, Landskontoret for Planteavl), der sættes til 75%.

Tilvejebringelse af spande og andet indsamlingsmateriel, forbehandlingsanlæg og biogasanlæg er ikke med i LCA-screeningen. Tilvejebringelsen af energianlæg til den substituerede el- og varmeproduktion er med i LCA-screeningen, da det ikke har været muligt at skille disse data fra driftsdata.

6.2 Håndtering af madaffald i køkkenerne.

Da en del af de blå indsamlingsspande må placeres i køkkenerne og en del ikke må (afhængig af holdningen hos den enkelte Fødevareregion), forudsættes det, at ca. 50% af madaffaldet opsamles i en 20 liters spand, inden det tømmes over i selve indsamlingstønden, og at spanden gennemgår en vask efter hver tømning. Der er tale om 50% af 3,8 tons vådt affald pr. t TS, vægtfylde sættes til 650 kg/m^3 , hvilket giver et antal snavsede spande på ca. 150 spande pr. t TS, som skal vaskes i køkkenets opvaskemaskine.

Der forudsættes vasket ca. 4 spande i en vask, hvilket giver ca. 38 vask pr. t TS.

	Forbrug pr. vask	Forbrug pr. t TS
El	0,44 kWh	17 kWh
Fjernvarme (opvarmet fra 5°C til 60°C)	0,77 kWh	29 kWh
Vand	12 liter	450 liter

Tabel 6.1: Forbrugsdata for opvaskemaskine 2002 (Jeros 8130)

Ovennævnte data for opvaskemaskine, der er anvendt i LCA-screeningerne, er indhentet hos en leverandør af opvaskemaskiner til storkøkkener og er baseret på en maskine af mærket Jeros 8130. Dataene er fra 2002. Hovesta har efterfølgende oplyst, at der er andre typer opvaskemaskiner, der er mere udbredte blandt storkøkkenerne. Der er derfor indhentet oplysninger om en Hobart HX60, der er en noget mindre maskine og derfor vil kunne vaske 2 (evt. 3) spande pr. vask i stedet for 4 (eller mere). Denne har et energiforbrug på i alt 0,35 kWh el pr. vask og et vandforbrug på 3,5 liter pr. vask. For begge maskiners vedkommende er der taget højde for, at vandet i vasketanken kun skiftes et begrænset antal gange pr. dag. Hobart-maskinen kræver en decideret afskylning af emnerne inden opvask, hvori mod Jeros-maskinen kun behøver en begrænset afskylning. Der skal således tillægges et ekstra forbrug af opvarmet vand til Hobart-maskinen.

Sammenfattende må siges, at de anvendte forbrugsdata nok ligger i den høje ende, men at de samtidig ikke er urealistisk høje.

Indsamling og transport

Ved fastsættelse af datagrundlaget for transport af madaffald fra storkøkkener er der primært taget udgangspunkt i de oplysninger, det har været muligt at tilvejebringe fra de eksisterende indsamlere af madaffald. Det drejer sig om data fra Renoflex og Daka hhv. på Sjælland og i Randers.

Daka Randers og Ortved indsamler 25-30 kg madaffald pr. km. Da de også indsamler fra nogle enkelte større virksomheder, sættes værdien til 25 kg/km svarende til 40 km/ton. Der indsamles hos køkkenerne 1-2 gange pr. uge. Der forudsættes kørsel i en 18 tons lastbil med en lasteevne på 9,2 ton. Ved en gennemsnitlig kapacitetsudnyttelse på 50% for hele ruten og en gennemsnitlig hastighed på 50 km/time fås 0,23 l/km (jf. nedenstående tabel) x 40 km/ton = 9,2 liter/ton. Værdien er lavere end de oplyste værdier fra de andre indsamlere (jf. Tabel 6.2), hvilket evt. kan skyldes mindre hyppig indsamlingsfrekvens, som der er i hele Jylland/Fyn området, ligesom energiforbrug til tomgang ikke er med.

18 tons lastbil, Euro II lasteevne 9,2 ton
0,275 l/km v 30 km/t
0,249 l/km v. 40 km/t
0,231 l/km v. 50 km/t
0,221 l/km v. 60 km/t
0,220 l/km v. 80 km/t

Tabel 6.2: Brændstofforbrug for 18 tons lastbil (Cowi, 2000).

Renoflex anvender 6,6 liter/ton i København og 9,7 liter/ton i Nordsjælland (der indsamles med meget forskellig hyppighed, men gennemsnitligt ca. 2-3 gange pr uge). Hertil skal lægges en transport til Daka Ortved (i 9-10 ton containere): 0,27 l/km (v. 70 km i timen og næsten fuld kapacitetsudnyttelse x 60 km) = 1,8 liter/ton.

Dvs. 8,4 liter/ton for København og 11,5 liter/ton for Nordsjælland.

Daka Ortved (øvrige Sjælland) anvender 11,5 liter dieselolie pr. ton madaffald (2-3 gange indsamling pr. uge)

En gennemsnitlig værdi for central indsamling sættes til ca. 10 liter/ton madaffald. I Jylland/Fyns-området indsamles som nævnt ikke så hyppigt som på Sjælland.

Dvs. 38 liter/t TS for den centrale løsning.

Dertil kommer transport fra forbehandlingsanlæg til biogasanlæg, der er sat til en afstand på 40 km (80 km incl. tom returtransport). Dieselolieforbrug i er km (Cowi, 2000).

Ved selve udbringning på mark anvendes overslagsmæssigt 0,4 l/t km (Johnsen Høj, 1995) svarende til ca. 50 MJ/t TS.

Dieselolie forudsættes afbrændt i en 16-18 tons lastbil, Euro II, baseret på UMIP-data.

Tøndevask

På det centrale forbehandlingsanlæg foretages vask af 60 liters tønder. Ved 3,8 tons vådt affald pr. t TS, vægtfylde på ca. 650 kg/m³, giver det et antal snavsede tønder på ca. 98 stk. pr. t TS. Data for tøndevask er baseret på oplysninger om Renoflex' tøndevaskeanlæg og firmaet Ib Faldt (leverandør af tøndevaskeanlægget). Dataene er fra 2002.

Parameter	Forbrug pr. spand	Forbrug pr. t TS
El	0,34 kWh	33 kWh
Fjernvarme (opvarmet fra 5°C til 60°C)	1,60 kWh	160 kWh
Vand	25 liter	245 liter

Tabel 6.3: Forbrugsdata for tøndevaskeanlæg (Ib Falldt/Renoflex, 2002).

Der foreligger ingen oplysninger om spildevandsudledning separat for tøndevask.

To leverandører, der leverer sæbe til tøndevask til de to største indsamlere af madaffald, har givet oplysninger om sammensætningen af sæberne. I miljøoplysningerne for den ene sæbe er anført, at den indeholder et organisk stof, som er giftigt for organismer i vandmiljøet og samtidig kan give uønskede langtidseffekter på grund af stoffets langsomme nedbrydning. I UMIP-metoden findes ikke karakteriseringsfaktorer for de stoffer, der er indeholdt i denne sæbe.

Dette gælder også for den anden sæbe, bortset fra et af stofferne, hvis bidrag til toksicitet er medtaget i LCA-screeningen.

Ifølge miljøgodkendelse af PNA-anlægget fra 1990 ligger COD-indholdet i det udledte rengøringsvand her på ca. 2.800 mg/l. Dette indeholder imidlertid også 7-8% kondensat, som formentlig er mere stoffoldigt. På den anden side anvender PNA-anlægget en del mere vand pr. spand, så et bud på COD-udledning for et tøndevaskeanlæg sættes til ca. 3.000 mg/l, svarende til en COD-udledning på ca. 15 kg/t TS.

Spildevandet føres til kommunalt renseanlæg, hvor det renses ned til Vandmiljøplanens grænseværdier. Rensningen er forbundet med nedenstående forbrug samt slammængde.

Parameter	Nøgletal for renseanlæg
El	0,38 kWh/m ³ 0,87 kWh/k COD
Jernsulfat	300 g/m ³
Slam	0,36 kg TS/kg COD (håndteres som volumenaffald i SimaPro)

Tabel 6.4: Forbrugsdata for renseanlæg baseret på et konkret anlæg (Topholm, 1995).

I forbindelse med tøndevask opsamles der endvidere en mindre mængde madrester fra spildevandet i et filter. Dette kommer sammen med det øvrige madaffald til bioforgasning.

6.3 Neddeling og hygiejnisering

Energiforbruget til neddeling af madaffaldet er på baggrund af oplysninger i et grønt regnskab fra Daka Ortved sat til ca. 1 kWh/ton madaffald, dertil er lagt et energiforbrug fra samme kilde på 1,3 kWh/ton madaffald til intern transport, i alt er energiforbruget til neddeling på 9 kWh/t TS.

Energiforbruget til hygiejnisering er beregnet på baggrund af, hvor meget energi der skal til for at opvarme 1 ton madaffald (her sat lig varmekapaciteten for 1 ton vand). Opvarmningen forudsættes at være fra 15°C til 75°C (kravet er 70°C, men i praksis vil det opvarmes til 75°C) og udgør et energiforbrug på 280 kWh/t TS (inkluderet et skønnet varmetab på 5% for at kunne holde temperaturen over en time). 15°C er en gennemsnitlig udgangstemperatur baseret på oplysninger fra PNA og Daka Ortved, der ligger på hhv. 20°C og 10°C på grund af forskellige

opbevaringsforhold for madaffaldet. Madaffaldet forudsættes opvarmet til 75° C for med sikkerhed at kunne overholde de 70° C i en time.

Der er lavet varmetabsberegninger på transport og lagring af hygiejniseret madaffald. Hvis der forudsættes transport i en 30m³ tank på en strækning på 40 km (45 min, 80 km/t, gennemsnitstemp. udenfor på 7,5 °C – ifølge DMI), vil varmetabet være på ca. 6,5 °C. Forudsættes det, at madaffaldet aflæsses og opbevares i en 50 m³ tank med 200 mm isolering og løbende indføres i biogasreaktoren over to døgn, tabes yderligere ca. 1,5 °C. I alt er det et varmetab på 8 °C, som sættes til ca. 10°C, (usikkerhed +/-3°C) (Baunwall, 2002).

I forbindelse med central forbehandling vil det være relevant at varmeveksle på det færdighygiejniserede madaffald, således at varmen kan udnyttes til opvarmning af vand til vask af tønder. Der vil her være tale om at udtage en varmemængde svarende til et temperaturfald i madaffaldet på ca. 10°C (PNA, 2002). Rent beregningsteknisk er dette håndteret ved, at vi som tidligere beskrevet har medtaget hele forbruget til tøndevask og i stedet kompenserer for en mulig varmegenvinding fra madaffaldet ved at antage, at der fortrænges en varmemængde svarende til det nævnte temperaturfald ($10^{\circ}\text{C} \times 4,2 \text{ kJ/kgK} \times 3,8 \text{ kg madaffald/t TS} = 44 \text{ kWh/t TS}$).

Temperaturen i madaffaldet vurderes således at være på ca. 55 °C ved indfødning i biogasreaktoren svarende til procestemperaturen i reaktoren.

6.4 Biogasanlæg

I det følgende er de emissioner, der vil optræde i forbindelse med biogasanlægget og efterfølgende udbringning af afgasset biomasse, kvantificeret:

Ammoniakfordampning fra lager er sat til, at ca. 4% af kvælstofindholdet i madaffald fordamper, svarende til 1,6 kg NH₃/t TS (usikkerhed +/-2%). (Forskningscenter Foulum og Byholm, 2002).

Ammoniakfordampning efter udbringning er sat til, at 10% af kvælstofindholdet i madaffaldet fordamper, svarende til 4,1 kg NH₃/t TS (På baggrund af et groft skøn vurderes det, at ammoniakfordampningen kan variere mellem 5-15%). (Birkemose, 2002).

Methanudslip fra lager er beregnet på baggrund af data fra DJF's rapport fra 2001 "Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling" (0,37 kg CO₂-ækv./kg VS og 21 kg CO₂-ækv./kg CH₄) svarende til ca. 16 kg CH₄/t TS. (Usikkerhed +/-25%, kvalificeret skøn af en af rapportens forfattere).

Afdampning i form af lattergas efter udbringning er beregnet på baggrund af data fra samme kilde: (0,05 kg CO₂-ækv./kg VS og 310 kg CO₂-ækv./kg N₂O) svarende til ca. 0,15 kg N₂O /t TS. (usikkerhed DO).

Methanudslip fra gasmotor er vurderet på baggrund af kommunikation med Dansk Gasteknisk Center og er sat til 1,5% af indfyret gasmængde (usikkerhed +/-1%) svarende til 5,5 kg CH₄/t TS madaffald (507 m³ CH₄/t TS madaffald, massefylde på 0,72 kg/m). I dag er emissionen gennemsnitlig ca. på 3 % af indfyret gasmængde på naturgasfyrede motorer, som både omfatter for- og åbenkammer motorer. Biogasmotorer er udelukkende åbenkammer motorer, som har en lavere emission.

Emission af SO_2 fra gasmotor er sat til 0,018 g/MJ på baggrund af kommunikation med Energistyrelsen (Tafdrup, 2002), svarende til 328 g/t TS.

Emission af NO_x fra gasmotor er sat til 0,200 g/MJ (Koordineringsudvalget for biogasfællesanlæg, 1991), svarende til 3.640 g/t TS.

Egetforbruget på biogasanlægget

Egetforbrug i form af elforbrug på anlægget ligger gennemsnitligt set på 5-6 kWh/ton (Fødevarerøkonomisk Institut, 2002). Af hensyn til madaffaldets højere tørstofindhold og dermed øget elforbrug ved omrøring sættes elforbruget for madaffald skønsmæssigt til 9 kWh/ton. Elforbruget baseres på samme type energi, som anlæggets elproduktion fortrænger, jf. nedenstående.

Der er ikke noget egetforbrug i form af varme knyttet til behandlingen af madaffaldet.

Efter hver aflevering af forbehandlet madaffald på biogasanlæg skal der foretages vask af bil. Såfremt der forudsættes anvendt en lastbil med 10 tons nyttelast, er der tale om 0,4 vask pr. t TS. Der regnes med et vandforbrug på 1 m³ vandværksvand pr. vask (Faldt, 2002). Der anvendes samme type sæbe som ved tøndevask, hvor de miljømæssige udvekslinger som nævnt er svære at kvantificere.

6.5 Produktion af el og varme

Gaspotentialer i madaffaldet er ifølge afsnittene om sammensætning af madaffald og udrådningsforsøg sat til ca. 510 Nm³ CH₄/t TS svarende til 18.200 MJ/t TS. Der er nogen usikkerhed forbundet med fastsættelse af gaspotentialer for madaffaldet, hvorfor denne parameter indgår i følsomhedsvurderingen, jf. afsnit herom.

Elvirkningsgraden for biogasanlæg er sat til 37% og varmevirkningsgraden til 48% (Deutz, Jenbacher 2002), hvilket giver en elproduktion på 1870 kWh og en varmeproduktion på 2430 kWh.

Elproduktionen forudsættes at fortrænge elproduktion på gennemsnitlige kulfyrede kraftvarmeanlæg, og varmeproduktionen forudsættes at fortrænge varme fra naturgasfyrede kraftvarmeanlæg.

6.6 Produktion af gødning

Det forudsættes, at den afgassede biomasse erstatter handelsgødning ved udbringning på landbrugsjord.

Ifølge analyser af madaffaldets sammensætning (PNA, 2002) er der 22 kg kalium og 8,4 kg fosfor pr. t TS. Det forudsættes, at kalium og fosfor har udnyttelsesgrader i forhold til handelsgødning på ca. 100%, således at der erstattes en tilsvarende mængde handelsgødning. Udnyttelsesgrad for kvælstof er sat til 75% (Birkemose, 2002) svarende til, at der erstattes 25 kg N pr. t TS som handelsgødning.

Med henblik på vurdering af effekten på udvaskning ved tilsætning af organisk affald til gylle er der nedenstående gennemregnet, hvad der sker med kvælstofpuljerne ved en normalsituation og i samme situation, men hvor der er tilsat 25 kg N pr. ha fra organisk affald. Det forudsættes, at kvælstofudnyttelsen af den afgassede gylle er 75 pct. og at kvælstofudnyttelsen af afgasset organisk affald er 80 pct. Det

forudsættes tillige, at den afgassede gylle erstatter N i handelsgødning, svarende til den udnyttede del af kvælstoffet i den afgassede gylle.

Beregningerne er foretaget ud fra kendt og generel viden om omsætningen af kvælstof i organiske forbindelser. Resultatet skal ses som en generel vurdering af udvaskningsniveauet, og i praksis vil udvaskningen variere meget som funktion af jordtype, bevoksning om efteråret, nedbørsforhold mv.

	Handelsgødning	Afgasset gylle	Afgasset gylle plus 25 pct. Affald
N-norm	150 kg N	150 kg N	150 kg N
Afgasset gylle	0	100 kg N	125 kg N
Udnyttelsesprocent	-	75 pct.	76 pct.*
Udnyttet N i afgasset gylle	-	75 kg N	95 kg N
Rest til N i handelsgødning	150 kg N	75 kg N	55 kg N
Tilført total-N	150 kg N	175 kg N	180 kg N
Udnyttet organisk N	-	25 kg N	30 kg N
Optaget i afgrøden		8,3 kg N	10 kg N
Omsat i efteråret		5,5 kg N	7,0 kg N
Udvasket 1. år efter udbringning		2,8 kg N	3,3 kg N
Udvasket årene efter (ca.)		2,8 kg N	3,3 kg N
Udvaskning i alt fra afgasset gylle		5,6 kg N	6,6 kg N
Forøgelse pga. affald		-	1,0 kg N
Udvaskning i procent af afgasset gylle	-	5,6 pct.	5,3 pct.
Udvaskning i pct. Af affald		-	4,0 pct.

* den givne blanding af gylle og organisk affald giver en udnyttelsesgrad på 76%
 Tabel 6.5: Udvaskning af kvælstof (N) ved tilførsel af 1. afgasset gylle og 2. afgasset gylle tilsat organisk affald.

Hvad sker der med den forøgede tilførsel af total-N?

Optagelse i afgrøden 1. år: 1/3

Omsætning i efteråret 1. år: 1/3

Udvaskning 1. efterår: 1/2

Udvaskning i årene efter: ca. 2/3

Udvaskning i alt = 2/3+2/3 kg

Det vurderes altså, at ca. 4 pct. af det tilførte kvælstof i affald vil udvaskes. Ved at tilføre f.eks. 10.000 kg N i organisk affald til et område, vil man altså forøge udvaskningen i området med ca. 400 kg N. Ovenstående vurdering af udvaskning er baseret på (Birkemose, 2002).

I madaffaldet er der et begrænset indhold af tungmetaller, som indgår i den afgassede biomasse og udbringes på landbrugsjord. Der regnes med følgende værdier, jf. afsnit om sammensætning af madaffald.

Tungmetal	G/t TS
Pb	< 0,50 (sættes til detektionsgrænsen)
Cd	<0,10 (sættes til detektionsgrænsen)
Hg	< 0,02 (sættes til detektionsgrænsen)
Cr	1,3
Cu	4,3
Ni	0,87
Zn	32

Tabel 6.6: Tungmetallindhold i madaffaldet (Daka Ortved, Rovesta Miljø I/S 2002).

7 LCA-screening af biogas med decentral indsamling og forbehandling

7.1 Biogas med decentral indsamling og forbehandling (uden poser)

7.1.1 Systemafgrænsning

Løsningen med biogas med decentral indsamling og forbehandling omfatter de samme overordnede processer som løsningen i kapitel 6:

- Håndtering af madaffald i køkkenerne
- Indsamling og transport
- Forbehandling (Neddeling, hygiejnisering og tøndevask)
- Bioforgasning
- Produktion af el og varme
- Anvendelse af gødning

I dette scenarie indsamles og forbehandles madaffaldet decentralt. Madaffaldet indsamles i containere uden emballering i poser. De små spande, der anvendes i køkkenerne, vaskes i køkkenernes grovvasker. Det antages, at alle de små køkkenspande skal vaskes. Containerne opbevares udenfor køkkenerne. De tømmes og skylles på indsamlingsstedet, og madaffaldet transporteres til biogasanlægget.

Madaffaldet transporteres over en mindre afstand end ved central indsamling og forbehandling af madaffald. Der tages udgangspunkt i transportdata for indsamling på de eksisterende anlæg, som korrigeres for den mindre afstand mellem afhentningssted og forbehandlingssted. Der indgår i størrelsesordenen 10-15 behandlingsanlæg.

Ved det decentrale biogasscenarie forudsættes forbehandling at foregå i umiddelbar tilknytning til biogasanlægget. Forbehandlingen indebærer hakning samt hygiejnisering. Energiforbruget til hygiejniseringen fratrækkes i anlæggets varmeproduktion. Det forudsættes, at madaffaldet hygiejniseres i små mængder, som løbende indføres i biogasreaktoren. Varmemængden svarende til temperaturforskellen, på det varme madaffald, i forhold til procestemperaturen i reaktoren, overføres til gyllen. Herved substitueres en mængde varme, hvilket medtages i beregningerne.

Ved produktionen og afbrændingen af biogas, og ved den substituerede handelsgødning, el og varme, anvendes den samme fremgangsmåde som ved disponering af madaffald til central indsamling og forbehandling.

Tilvejebringelsen af råstofferne til den substituerede el- og varmeproduktion samt tilvejebringelsen af dieselolie og plastposer er medtaget i LCA-screeningen. Ligeledes er tilvejebringelsen af energianlæg, der producerer den substituerede varme, med i LCA-screeningen.

Tilvejebringelse af containere og andet indsamlingsmateriel, neddelingsanlæg, hygiejniseringsanlæg, biogasanlæg og anlæg til forbrænding af biogas er ikke med i LCA-screeningen.

7.1.2. Datagrundlag

Håndtering af madaffald i køkkenerne

Det forudsættes, at alt madaffaldet opsamles i 20 liters spande, inden det tømmes ud i containeren, og at spanden vaskes efter hver tømning. Ved 3,8 tons vådt affald pr. t TS skal der vaskes ca. 294 spande pr. t TS ved en vægtfylde på ca. 650 kg/m³. Der kan vaskes ca. 4 spande i en vask, hvilket giver et antal vask på ca. 74 vask pr. t TS. Vedrørende data for opvaskemaskine henvises til afsnit 6.2.

Indsamling og transport

Brændstofforbruget til decentral indsamling beregnes på baggrund af værdien for den centrale løsning, hvor transporten hen til det centrale anlæg udtrækkes af denne.

Den geografisk fordeling af madaffaldsmængder mellem Sjælland og Jylland/Fyn ligger på følgende niveau:

Renoflex-området (København + Nordsjælland): 6.300 tons madaffald

Daka Ortved (Sjælland): (indsamler selv 40% og Renoflex 60% af den indkomne mængde): ca. 4.000 tons

Daka (Jylland + Fyn) ca. 50 tons/uge svarende til 2.500 tons

PNA (Jylland + Fyn) indsamler ca. 10-12.000 tons.

Mængderne er således tilnærmelsesvis fordelt lige mellem Sjælland og Jylland/Fyn.

For mængderne fra Sjælland regnes med gennemsnitlig ca. 70 km fra decentralt område til central løsning (svarende til at reducere med 2 liter/ton).

For Jylland/Fyn regnes med ca. 110 km (svarende til at reducere med 3 liter/ton).

Der er forudsat anvendt en 18 tons lastbil v. 70 km/timen og fuld kapacitetsudnyttelse og data fra (Cowi, 2000).

Den gennemsnitlige værdi for decentral indsamling sættes således til 7,5 liter/ton.

I lighed med forrige scenarie vaskes lastbilen 0,4 gange pr. t TS, hvor der er et vandforbrug på 1 m³ pr. t TS og et sæbeforbrug, hvis miljøbelastninger ikke kan kvantificeres.

Forbehandling

Energiforbruget til neddeling af madaffaldet er vurderet på baggrund af oplysninger i Daka Ortveds grønne regnskab. Neddeling er fastsat til 1 kWh, og intern transport er fastsat til 1,3 kWh. Alt i alt 9 kWh pr. ton TS madaffald.

Energiforbruget til hygiejnisering er ligeledes her beregnet på baggrund af, hvor meget energi der skal til for at opvarme 1 ton madaffald (her sat lig varmekapaciteten for 1 ton vand). Opvarmningen forudsættes at være fra 15°C til 75°C og udgør et energiforbrug på 280 kWh/t TS (inkluderet et skønnet varmetab på 5% for at kunne holde temperaturen over en time). Der forudsættes anvendt varme fra naturgasbaseret kraftvarmeanlæg ved den decentrale behandling.

Som tidligere nævnt forudsættes det, at madaffaldet hygiejniseres i portioner efter behov. Dermed antages det, at madaffaldet indføres i biogasreaktoren med en temperatur på 75 °C, og at varmforskellen på 20 °C ned til de 55 °C inde i reaktoren fordeles i gyllen og dermed fortrænger noget varme til opvarmning af gyllen. Der er således ikke noget varmetab ved transport og opbevaring af varmt madaffald i dette scenarie. Den forbrugte mængde naturgasvarme svarer til 280 kWh t

TS. Den fortrængte mængde naturgasvarme svarer til 89 kWh t TS (20°C x 4,2 KJ/kgK x 3,8 ton madaffald/t TS).

Biogasanlægget

Data er identiske med data, som er beskrevet ved det centrale biogasscenarie i kapitel 6.

Fortrængt el og varme

Data er identiske med data, som er beskrevet ved det centrale biogasscenarie i kapitel 6.

Fortrængt handelsgødning

Data er identiske med dataene, som er beskrevet ved det centrale biogasscenarie i kapitel 6.

7.2 Biogas med decentral indsamling og forbehandling (med anvendelse af poser)

7.2.1 Systemafgrænsning

I dette scenarie indsamles og forbehandles madaffaldet ligeledes decentralt. Her emballeres madaffaldet i plastposer og opbevares i containere.

Forskellen på dette scenarie og scenariet i afsnit 7.1 er, at der anvendes små plastposer og en DeWaster i stedet for en neddeler. DeWasteren anvendes til at frasortere plastposerne og til neddeling. Poserne samt madaffald, der klæber til poserne, går til forbrænding. Andelen til forbrænding vurderes at være mindre end i Aalborg-forsøgene. Her er denne andel fastsat til 10 % af den samlede mængde madaffald og 100% af posemængden.

7.2.2 Datagrundlag

Håndtering af madaffald i køkkenerne

Til opbevaring af madaffaldet i køkkenerne anvendes små plastposer. Dataene er baseret på poser til 40 liters spande. Poserne har en størrelse på 70 cm x 40 cm x 30 cm (80 liters.) og vejer 36,5 kg pr. 1000 stk. Poserne placeres i 20-25 liters spande, hvorfor posernes vægt antages at være halvt så stor. Der regnes med 18 g plastmateriale pr. plastpose.

Hvis poserne fyldes med ca. 25 liter madaffald, vejer poserne ca. 16 kg. Dette svarer til ca. 60 poser pr. ton madaffald og ca. 220 pr. ton TS madaffald.

Forbruget ved fremstillingen af poser er dels baseret på data fra SimaPro databasen og dels baseret på data fra en posefabrikant. De små poser laves ifølge miljødatablad fra en posefabrikant af et polyethylen-materiale, der er sammensat af HDPE, LDPE samt LLDPE (MH line, 1995). Det fremgår ikke af data, hvad den procentvise fordeling er mellem de enkelte PE fraktioner. I nærværende rapport anvendes data for fremstilling af PE råmateriale, der er baseret på halvdelen af den vesteuropæiske produktion, og hvor der er et energiforbrug på 85,8 MJ/kg, som er et vægtet gennemsnit af produktionen af de nævnte PE typer (BUWAL 250, 1996). Data fra BUWAL 250, 1996 er uddraget af SimaPro-databasen. Ifølge miljødatabladet er energiforbruget ved råvarefremstilling ca. 86 MJ/kg, hvoraf 66 MJ/kg er bundet i materialet. Af miljødatabladet fremgår, at PE-materialet fremstilles af olie og/eller naturgas, hvilket betyder, at der er god overensstemmelse mellem de anvendte data.

Ved fremstillingen af posen anvendes som nævnt 18 g råmateriale pr. pose, og det kræver 9 MJ/kg at ekstrudere og varmesvejsede de færdige poser (MH Line, 1995).

Af hygiejnemæssige grunde forudsættes, at køkkenspandene vaskes efter endt arbejdsdag. Antallet af vaske fastsættes til halvdelen af de vaske, der foretages ved det centrale biogasscenarie. Antallet af køkkenspandevask er 19 pr. ton TS, og forbrugene pr. vask er identisk med forbrugene, der anvendes i det centrale biogasscenarie.

Indsamling og transport

Transporten er fastsat på baggrund af oplysninger fra de eksisterende indsamlere. Det vurderes (som anført afsnit 7.1.2), at dieselolieforbruget er ca. 7,5 liter/ton svarende til ca. 29 liter/t TS for den decentrale løsning. I lighed med forrige scenarie vaskes lastbilen 0,4 gange pr. ton TS.

Forbehandling

Som tidligere nævnt betyder anvendelse af poser, der ikke er bionedbrydelige, at poserne skal frasorteres inden biogasprocessen. Til frasortering af poser og til neddeling anvendes som nævnt en DeWaster. Energiforbruget til denne er fastsat på baggrund af forsøg på Vårst biogasanlæg (Miljøstyrelsen, 2002b) suppleret med en vurdering af, at madaffald fra storkøkkener er en nemmere fraktion at køre igennem en DeWaster. Elforbruget er fastsat til 15 kWh pr. ton svarende til 57 kWh pr. ton TS madaffald.

Ved frasorteringen af plastposerne går en del af madaffaldet til forbrænding med poserne, da dele af madaffaldet vil klæbe til plastposerne. Det vurderes at 10 % af de indsamlede mængder madaffald går til forbrænding med poserne og 90 % til bioforgasningen. Forbrændingen gennemgås ikke yderligere her, der henvises til kapitel 8.

Energiforbruget til hygiejnisering af de 0,9 tons TS madaffald er beregnet på baggrund af, hvor meget energi der skal til for at opvarme 1 ton madaffald. Beregningerne er baseret på de samme forudsætninger som under det decentrale biogasscenarie uden anvendelse af poser. Den forbrugte mængde naturgasvarme svarer til 253 kWh/t TS. Den fortrængte mængde naturgasvarme svarer til 80 kWh/t TS.

Forbrænding

Der sendes 0,1 ton TS madaffald til forbrænding. Data for dette er baseret på data om forbrænding i kapitel 8.

Ved afbrændingen af PE-poserne anvendes data for ressourceforbrug og emissioner fra UMIP-databasen. De substituerede varme- og elmængder er kvantificeret dels ud fra oplysninger fra (MH Line, 1995) og dels ud fra virkningsgrader på et nyt affaldsforbrændingsanlæg. På miljødatabladet fremgår, at 66 MJ/kg er bundet i materialet. Hvis det forudsættes, at elvirkningsgraden er ca. 24 % og varmeevirkningsgraden ca. 67 %, substitueres der 16 MJ kulproduceret el, 13 MJ kulproduceret varme samt 31 MJ naturgas produceret varme pr. kg plastpose.

Biogasanlægget

I dette scenarie sendes 0,9 tons TS madaffald gennem biogasprocessen. Dataene er baseret på de samme forudsætninger som beskrevet i kapitel 6.

Fortrængt el og varme

Der sendes 0,9 tons TS madaffald gennem biogasprocessen. Dataene for produktion af el og varme er baseret på de samme forudsætninger som beskrevet ved det centrale biogasscenarie i kapitel 6.

Fortrængt handelsgødning

Der sendes 0,9 tons TS madaffald gennem biogasprocessen. Dataene for produktion af handelsgødning er baseret på de samme forudsætninger som beskrevet ved det centrale biogasscenarie i kapitel 6.

8 LCA-screening af forbrænding

8.1 Systemafgrænsning

Løsningen med forbrænding af madaffaldet omfatter følgende processer:

Håndtering af madaffald i køkkenerne
Indsamling og transport
Forbrænding
Produktion af el og varme

Indsamlingen forudsættes i dette scenarie at foregå sammen med den almindelige dagrenovation. Der kan imidlertid være veterinære hensyn, som taler for, at der også bør være separat indsamling i forbindelse med afsætning af madaffaldet til forbrænding. Dette vil betyde en forøgelse på energiforbruget til transport.

I forbrændingsscenariet forudsættes madaffaldet opsamlet/emballeret i sorte affaldssække som andet brændbart affald fra køkkener. Madaffaldet placeres i de containere, der også anvendes til almindelig dagrenovation. Der forudsættes ikke at foregå nogen anvendelse/vask af opsamlingsspande.

Indsamlingssystemet ved forbrændingsscenariet er som nævnt baseret på de eksisterende systemer til indsamling af almindelig dagrenovation. Da madaffaldet udgør en meget lille mængde af de samlede mængder indsamlet dagrenovation, vurderes det, at kapaciteten i de eksisterende indsamlingssystemer er til stede.

Det forudsættes, at madaffaldet og poserne afbrændes på affaldsforbrændingsanlæg, hvor der produceres både el og varme.

Data for el og varmeproduktion er baseret på virkningsgrader for nye anlæg. Der forudsættes anvendelse af våd røggasrensning og overholdelse af de kommende emissionskrav til forbrændingsanlæg. Endvidere forudsættes røggaskondensering på ca. 1/3 af forbrændingsanlæggene.

For såvel emissioner, slagge/aske, restprodukter fra røggasrensning samt egetforbruget af el er der foretaget vurdering/skøn af, hvad afbrænding af madaffald/organisk affald giver anledning til, altså hvor stor en mængde af de nævnte parametre, som afbrænding af denne type affald er "ansvarlig" for. Dette er gjort på baggrund af oplysninger om madaffaldets sammensætning, den mindskede røggasmængde/spildevandsmængde, som madaffaldet giver anledning til i forhold til gennemsnitligt affald kombineret med vurderinger af andre forbrændingstekniske forhold.

Der er i forbindelse med projektet udarbejdet et notat af Tore Hulgaard, Rambøll, som en stor del af disse vurderinger bygger på. Notatet bygger på forventede data for et helt nyt konkret forbrændingsanlæg med våd røggasrensning. Der er i den forbindelse gennemført beregninger i Rambølls forbrændingsberegningsprogram. Nogle steder er disse data suppleret med andre kilder og vurderinger.

Den producerede el vurderes at substituere el produceret på kulfyrede anlæg. Varmen, der produceres ved forbrænding af madaffald, forudsættes at substituere

70 % varme produceret på decentrale naturgasfyrede kraftvarmeanlæg og 30% på kulfyrede kraftvarmeanlæg (jf. bilag 1).

I LCA-screeningen er tilvejebringelsen af dieselolie medtaget. Ligeledes er tilvejebringelsen af råstofferne til den substituerede el- og varmeproduktion medtaget. Tilvejebringelse af anlæg ved den producerede og substituerede el og varme er med i LCA-screeningen.

8.2 Håndtering af madaffald i køkkenerne

Til opbevaring af madaffaldet i køkkenerne anvendes store plastposer. Dataene for disse er baseret på poser til 40 liters spande. (Poserne har en størrelse på 70 cm x 110 cm (og en ikke nærmere defineret bredde) og vejer 70 kg pr. 1000 stk.). Der regnes med 70 g plastmateriale pr. plastpose, og der regnes ikke med vask af spande/stativer til poserne.

Hvis poserne fyldes med ca. 25 kg madaffald (hvilket svarer til ca. 38 liter), svarer dette til ca. 40 poser pr. ton madaffald og ca. 153 pr. ton TS madaffald.

Sammensætningen af råmaterialet til poserne forudsættes identisk med sammensætningen af små poser i den decentrale biogasløsning med anvendelse af små poser, jf. afsnit 7.2.

Som nævnt i afsnit 7.2 er energiforbruget ved råvarefremstilling ca. 86 MJ/kg, hvoraf 66 MJ/kg er bundet i materialet, og det kræver 9 MJ/kg at ekstrudere og varmesveje de færdige poser (MH Line, 1995). Forholdene ved forbrænding af poser forudsættes identiske med forholdene beskrevet i afsnit 7.2.

8.3 Indsamling og transport

Det er forudsat, at indsamlingen af madaffaldet foregår sammen med anden dagrenovationsaffald.

Brændstofforbruget til separat indsamling af organisk dagrenovation kan sættes til i størrelsesordenen 8 liter pr. ton (Miljøstyrelsen, 2002b). I (DTU, 2002) er anvendt en værdi på 4 liter dieselolie pr. ton affald til indsamling af almindelig blandet dagrenovation i en blandet bebyggelse.

På denne baggrund anslås den gennemsnitlige værdi for indsamling af madaffald sammen med almindelig blandet dagrenovation at ligge på ca. 4 liter/ton madaffald.

I lighed med forrige scenarie vaskes lastbilen 0,4 gange pr. ton TS. Der er ingen forbehandling.

8.4 Forbrænding

Energimæssige forhold

Madaffaldets brændværdi fastsættes på baggrund af oplysninger om madaffaldets sammensætning (jf. kapitel 4) .

Sammensætning af madaffald pr. ton	Brændværdier (kJ/kg) Nedre brændværdi (tør, askefri)	Madaffaldets effektive brændværdi (MJ/ton)
739 kg vand	-2.440	-1.803
56 kg protein	22.000	1.232
70 kg råfedt	37.000	2.590
106 kg kulhydrat (primært let omsætteligt)	15.000	1.590
I alt pr. ton I alt pr. t TS		Med fradrag af vands fordampningsvarme: Ca. 3.600 pr. ton Ca. 13.700 MJ pr. t TS

Tabel 8.1: Madaffaldets brændværdi (Hulgaard, 2002)

Brændværdier er beregnet vha. Schwanckes formel (Hulgaard, 2002).

Fedtindholdet i madaffaldet er sat til 70 kg/t, hvilket er lidt lavere end PNA's tal (78kg/t). Dette er primært begrundet i, at friturefedt ikke indsamles sammen med madaffaldet i alle øvrige indsamlingsordninger. (Endvidere kan nævnes i tilknytning hertil, at de prøver, der er udtaget på Daka Ortved i forbindelse med projektet, har haft et meget lavt fedtindhold).

Virkningsgraden (ovn/kedel) på nye forbrændingsanlæg kan, når det drejer sig om organisk affald, sættes til ca. 90 %, heraf vil der være 29% elproduktion og 71 % varmeproduktion. Organisk affald tilskrives en lavere virkningsgrad i ovn/kedelanlægget end gennemsnitligt affald på grund af højere vanddampindhold i røggas og dermed større røggastab.

Såfremt der er tale om anlæg med røggaskondensering, vil en del af fordampningsvarmen kunne genindvindes, i størrelsesordenen 20-50% (Hulgaard, 2002), (sættes her til 35%). Egetforbruget af el på forbrændingsanlæg udgør ca. 100 kWh pr. ton gennemsnitligt affald. Organisk affald vil give anledning til et mindre forbrug, da røggasmængden herfra er mindre, og en stor andel af energiforbruget går til sugetræksblæsere. Elforbruget sættes proportionalt med røggasmængden til 45 kWh/ton organisk affald. (Hulgaard, 2002)

Produktionstype	Beregning af elproduktion i MJ/ton	Produktion i MJ/t TS
Elproduktion (med reduktion for egetforbrug)	Madaffaldets effektive brændværdi er 3.600 MJ/ton jf. tabel 8.1, den samlede virkningsgraden er 90%, heraf 29% el: $3.600 \text{ MJ/ton} \times 0,9 \times 0,29 = 940 \text{ MJ/ton}$ Egetforbruget er 45 kWh/ton organisk affald $\times 3,6 \text{ MJ/kWh} = 160 \text{ MJ/ton}$ alt: 780 MJ/ton	2.960 MJ/t TS
Varmeproduktion Uden Kondensering	Den samlede virkningsgrad er som nævnt 90% heraf for 71% varme: $3.600 \text{ MJ/ton} \times 0,9 \times 0,71 = 2.300 \text{ MJ/ton}$	8.750 MJ/t TS
Varmeproduktion med kondensering	Ved røggaskondensering forudsættes følgende varmemængde genanvendt: $3.600 \text{ MJ/ton} \times 0,35 = 1260 \text{ MJ/ton}$ Varmeproduktion i alt med kondensering: $2.300 \text{ MJ/ton} + 1260 \text{ MJ/ton} = 3.550 \text{ MJ/ton}$	13.500 MJ/t TS

Tabel 8.2: Forventet produktion på baggrund af madaffaldet af el og varme (sidstnævnte hhv. med og uden kondensering).

M.h.t. varmeproduktion forudsættes der i LCA-screeningerne røggaskondensering på ca. 1/3 af anlæggene svarende til en anvendt værdi på gennemsnitlig varmeproduktion på 10.300 MJ/t TS. Returløbstemperaturen for fjernvarmevandet på det

enkelte anlæg vil være af stor betydning for mulighederne for at udnytte kondensationsvarmen ved direkte veksling.

Emissioner til luft

En række emissioner fra afbrænding af madaffald vil tilnærmelsesvis kunne allokeres efter den røggasmængde, madaffaldet forårsager. Gennemsnitligt affald har en røggasmængde på ca. 6.500 Nm³/ton, og madaffaldet har en røggasmængde på i størrelsesordenen 2.900 Nm³/ton. En række emissioner skal således korrigeres med ca. en faktor 2,2 for at kunne relateres til madaffald. Det drejer sig om emissionerne anført i nedenstående.

Emissioner til luft	Kravværdi jf. EU-direktiv omregnet til g/ton	Forventet emission for gennemsnitligt affald på et nyt anlæg med våd røggasrensning ¹	Emissioner for gennemsnitligt affald baseret på driftserfaringer fra nyere danske anlæg ²	Beregnet emission for madaffald på nyt anlæg med våd røggasrensning ³	Anvendt værdi Pr. t TS
HCL	33 g/ton	< 13 g/ton	<30 g/ton	3 g/ton	20g/ton/2,2 = 9 g/ton ca. 35 g/t TS
HF	6,5 g/ton	< 2 g/ton	<3 g/ton	0,6 g/ton	2,5 g/ton/2,2 = 1,1 g/ton ca. 4,3 g/t TS
SO ₂	131 g/ton	<20 g/ton	<150 g/ton	6 g/ton	75g/ton/2,2 = ca. 34 g/ton ca. 130 g/t TS
No _x	1.310 g/ton	< 1.310 g/ton	<ca. 890 g/ton	440 g/ton	1.100g/ton/2,2 = 500 g/ton ca. 1.900 g/t TS
CO	327 g/ton	<164 g/ton	-	60 g/ton	250g/ton/2,2 = 110 g/ton ca. 400 g/t TS
Dioxin	0,65mikrogram/ton	0,26mikrogram/ton	0,6 mikrogram/ton	60 ng/ton	0,65/2,2 = 0,30 mikrogram/ton 1,1 mikrogram/t TS

1) Byggende på kontraktmæssige garantier og Rambølls vurderinger (Rambøll, 2002)

2) (VVM-redegørelse for forbrændingsanlæg i Esbjerg, 1999)

3) (Hulgaard 2002)

Tabel 8.3: Forventede emissioner ved forbrænding af madaffaldet.

Vedrørende emission af tungmetaller til luft er der i ovn/kedel og el-filter regnet med 90% udskillelse af Cd og 20% af Hg (for gennemsnitligt affald). Der tages udgangspunkt i, at de fleste komponenter udskilles til et fast niveau/koncentration stort set uafhængigt af indhold i rågassen efter elfilteret. Der allokeres således efter røggasmængden, dog tages der højde for, at emissionen ikke overstiger det faktiske indhold i det organiske affald efter reduktion over ovn/kedel og elfilter, hvilket har været tilfældet her. (Værdier for madaffaldets sammensætning, der er analyseret til at ligge under detektionsgrænsen (Cd, Hg, Pb), sættes til 50% af denne).

Tungmetal	Indhold i madaffald ¹ g/ton	Emission luft g/ton madaffald, vurderet i (Rambøll, 2002)	Anvendt værdi G pr. t TS
Cd	0,013	0,001 (8%)	0,004
Hg	0,003	0,002 (66%)	0,008

1) baseret på analyse fra Daka Ortved

Tabel 8.4: Forventet emission af Hg og Cd ved afbrænding af madaffald.

Emissioner til vand:

Emissioner til vand	Forventet værdi for gennemsnitligt affald på nyt anlæg (våd røggasrensning)	Forventet værdi for organisk affald ¹	Forventet værdi omregnet pr. t TS
Cl	3.760 g/ton	2.300 g/ton	8.700 g/t TS
SO ⁴	188 g/ton	116 g/ton	440 g/t TS
N (fra NH ₃)	0,94 g/ton	0,58 g/ton	2,2 g/t TS
Dioxin (ng)	3,8 ng/ton	2,3 ng/ton	8,7 ng/t TS

1) fastsat på baggrund af forholdet mellem spildevandsmængden for gennemsnitligt affald og madaffald, hhv. 0,19m³ og 0,12 m³ (Hulgaard, 2002)

Tabel 8.5: Forventede emissioner til vand ved afbrænding af madaffald.

Tungmetal	Indhold i madaffald ¹ g/ton	Emission vand g/ton madaffald, vurderet i (Rambøll, 2002)	Anvendt værdi G pr. t TS
Cd	0,013	²	0
Hg	0,003	²	0
Pb	0,065	0,0023 (3,5%)	0,009
Cr	0,339	0,0006 (0,2%)	0,002
Cu	1,122	0,0012 (0,1%)	0,005
Ni	0,227	0,0035 (1,5%)	0,013
Zn	8,352	0,012 (0,1%)	0,045

1) baseret på analyse fra Daka Ortved

2) sættes tilnærmelsesvis lig 0, da indholdet i rågassen forudsættes hovedsageligt at blive udledt som emissioner til luft.

Tabel 8.6: Forventede emissioner af tungmetaller til vand ved afbrænding af madaffald

Affald

Vedrørende restprodukter fra forbrænding vil der være tale om flyveaske, slagge, et gipsprodukt samt noget slam fra rensning af en spildevandsstrøm fra røggasrensningen. Mængden af restprodukter er vurderet af (Hulgaard, 2002).

Den samlede mængde af flyveaske og slagge vil være på niveau med madaffaldets askeindhold, der på baggrund af madaffaldets sammensætning udgør 20-40 kg/ton madaffald (sættes her til 30kg/ton madaffald), jf. afsnit om madaffaldsmængder og sammensætning. Det vurderes, at en større andel af askeindholdet vil blive til flyveaske end til slagge. På baggrund af et groft skøn fordeles askemængden med 70% til flyveaske (80 kg/t TS) og 30% til slagge (34 kg/t TS).

Slagge kan genanvendes i forbindelse med byggeanlægsprodukter, men der er problemer med at finde afsætning for materialet. Flyveasken skal deponeres i specialdepoter og bortskaffes i øjeblikket til Norge og Tyskland, indtil der etableres depoter beregnet til denne type affald i Danmark.

Slammængden udgør ca. 1kg/ton indfyret og vil indeholde dele af det tungmetallindhold, der er i madaffaldet. Slammet deponeres sammen med flyveasken.

Endvidere vil der blive dannet et gipsprodukt, der udgør ca. 3 kg/ton. Dette betragtes som volumenaffald.

I LCA-screeningerne opgøres affald dels som mængde (personækvivalenter) og dels ved på baggrund af data for forbrændingsanlæg fra projektet "Livscyklusvurdering af dansk el og varme, 2002", at beregne miljøeffekter fra deponering af restprodukter (fra gennemsnitligt affald) over en periode på 100 år.

Kemikalieforbrug

Kemikalieforbrug er baseret på data for gennemsnitligt affald fra forslag til miljøgodkendelse af et nyt forbrændingsanlæg samt (Hulgaard, 2002). I de tilfælde, hvor der ikke er værdier for det organiske affald, anvendes værdier for gennemsnitligt affald.

Forbrugsstoffer	Gennemsnitligt affald	Madaffald ¹
NH ₃ (25%)	3,4 kg/ton ¹	1,5 kg/ton
NaOH (27%)	0,34 kg/ton ¹	0,21 kg/ton
CaCO ₃	8,7 kg/ton ¹	4,7 kg/ton
HCL (100 %)	0,04 kg/ton ²	-
HOK	0,3 kg/ ton ²	-
FeCl ₃ (100%)	0,01 kg/ ton ²	-
TMT15 (15%)	0,13 kg/ ton ² (ikke inddraget i LCA'en)	-
Polymer	0,8 g/ton ² (ikke inddraget i LCA'en)	-
Vandværksvand	59 liter/ton ²	
Teknisk vand	450 liter/ton ²	

1) (Hulgaard, 2002) for nyt anlæg.

2) Data fra miljøgodkendelse af nyt forbrændingsanlæg.

Tabel 8.7: Ressourceforbrug ved forbrænding

9 LCA-screening af kompostering med decentral indsamling og forbehandling

9.1 Systemafgrænsning

Kompostering af madaffald fra storkøkkener vurderes ikke at være realistisk i forbindelse med en central indsamling af madaffaldet, men ses som en mulighed i regioner, hvor den organiske fraktion af husholdningsaffaldet i forvejen komposteres eller planlægges komposteret. I sådanne tilfælde vil det således være relevant at indsamle madaffald fra storkøkkener sammen med den organiske fraktion af dagrenovationen. Komposteringsanlægget i Vejle er et af de få anlæg i Danmark, som komposterer hele den organiske fraktion af dagrenovationen. Endvidere er der enkelte anlæg, som komposterer den vegetabiliske del af husholdningsaffaldet. Som behandlingsmetode vil der dels blive taget udgangspunkt i Vejle-anlægget, dels i erfaringer fra lukkede komposteringsanlæg til dagrenovation i Norge.

Endvidere kan lokal kompostering være en mulighed i fjerntliggende områder, hvor transportafstanden til andre behandlingsmetoder som forbrænding og biogas er relativt stor. En del af de eksisterende biogasanlæg ligger dog i relativt tyndtbefolkede områder, hvorfor lokal kompostering fortrinsvis vil kunne være en mulighed i tyndtbefolkede områder uden biogasanlæg. Der vil i denne forbindelse blive taget udgangspunkt i et lille (9m³) lukket fuldautomatisk komposteringsanlæg. Der gennemføres ikke LCA-screening på denne løsning, men den kommenteres og vurderes i forhold til den anden komposteringsløsning.

Kompostering af madaffaldet omfatter følgende processer:

- Håndtering af madaffald i køkkenerne
- Indsamling og transport
- Forbehandling
- Kompostering
- Anvendelse af gødning

Håndtering af madaffald i køkkenerne samt indsamling og transport forudsættes identisk med processerne ved de decentrale biogasscenarier. Madaffaldet emballeres i plastposer og indsamles i containere. Containerne tømmes og skylles på lastbilen, og madaffaldet transporteres til komposteringsanlægget.

På komposteringsanlægget bliver madaffaldet neddelt, og poserne frasorteret. Som ved det decentrale biogasscenarie med anvendelse af poser forudsættes ti procent af madaffaldet at gå til forbrænding sammen med frasorterede plastposer. Madaffaldet hygiejniseres ved 70 °C i en time. Til opvarmningen anvendes dansk gennemsnitsfjernvarme. Ved elforbrug på anlægget anvendes dansk gennemsnitselforbrug.

Vedrørende data for selve komposteringsprocessen er det valgt at se på gennemsnitlige data for to ret forskellige anlægskoncepter, dels fra anlægget i Vejle, hvor affaldet efter et døgn's ophold i tromle udlægges i miler, dels fra norske anlæg baseret på kompostering i lukket container.

Komposten afsættes til have/park, hvor det erstatter spagnum og gødning. I LCA-screeningen forudsættes komposten at fortrænge handelsgødning.

Tilvejebringelsen af energiressourcer samt plastposer er medtaget i LCA-screeningen.

Tilvejebringelse af containere og andet indsamlingsmateriel, tromle, neddelingsanlæg, hygiejniseringsanlæg og komposteringsanlæg er ikke medtaget. Tilvejebringelsen af el- og varmeproducerende anlæg er med i LCA-screeningen.

9.2 Datagrundlag

Håndtering af madaffald i køkkenerne

Vedrørende håndtering af madaffald anvendes data beskrevet i scenariet med decentral indsamling til biogas (med poser) i afsnit 7.2.

Indsamling og transport

Vedrørende indsamling og transport af madaffald anvendes data beskrevet i scenariet med decentral indsamling til biogas (med poser) i afsnit 7.2.

Forbehandling

Energiforbruget til DeWasteren er ligesom ved det decentrale biogasscenarie med anvendelse af poser 57 kWh pr. ton TS madaffald.

Da 10% af madaffaldet forudsættes at gå til forbrænding sammen med frasorteret plast, skal 90% af madaffaldet gennemgå hygiejnisering (jf. afsnit om decentral indsamling, med poser). Dvs. 280 kWh pr. ton TS * 0,9, hvilket svarer til 253 kWh pr. ton TS. I modsætning til biogasscenarierne vil der ikke være mulighed for at udnytte overskydende varme fra hygiejniseringen i denne løsning.

Forbrænding

10 % af madaffaldet går til forbrænding. De anvendte data er baseret på data fra scenariet for forbrænding af madaffald.

Komposteringsanlægget

På komposteringsanlægget i Vejle anvendes et energiforbrug på 82 kWh/ton indkommet affald, heri er inkluderet frasortering af plastposer, neddeling samt energiforbrug til selve komposteringsprocessen. Det største forbrug (72%) knytter sig til en roterende tromle, hvor madaffaldet opholder sig det første døgn (forkompostering). Her opvarmes det til 40 grader °C, neddeles og poserne frasorteres. Herefter foretages udlægning i miler. Energiopgørelsen er baseret på data fra 1994, men der er ikke ændret væsentligt på processerne siden (Vejle Komposteringsanlæg, 1994).

For et nyt anlæg baseret på kompostering i lukket container er energiforbruget på ca. 25 kWh/ton indkommet affald (Cimbria, 2002), hvor alt er inkluderet bortset fra hygiejnisering. Endvidere foreligger der oplysninger fra et anlæg, hvor komposteringen ligeledes foregår i lukket reaktor, her med et samlet energiforbrug på ca. 70 kWh/ton indkommet affald (anonym kilde, 1995).

Der er således en del variation i værdierne for anlæggenes energiforbrug. Her er det valgt at anvende en værdi på ca. 40 kWh/ton svarende til 150 kWh/t TS. Det forudsættes, at der er inkluderet frasortering af poser og neddeling men ikke hygiejnisering.

Transport

Udover transport i forbindelse med indsamling er der medregnet transport af de 10% madaffald til forbrændingsanlæg (15 km) samt transport af den færdige kompost til anvendelsesstedet/genbrugsplads (10 km). Der er forudsat anvendt en bil med 9 tons nyttelast og en hastighed på 70 km/time.

Emissioner til luft

Mellem 40-50% af kvælstofindholdet i madaffaldet tabes ved komposteringsprocessen, primært i form af ammoniakfordampning til luften (Affaldsteknologi, 2001). Tabet sættes til 40%, hvorved der fås en ammoniakfordampning på 14 kg NH₃.

Under komposteringsprocessen kan der i begrænset omfang optræde iltfrie zoner, hvilket betyder, at der kan forekomme emission af lattergas og metan, som er kraftige drivhusgasser. Det har ikke umiddelbart været muligt at kvantificere sådanne emissioner. Da de ikke har indflydelse på projektets samlede konklusioner, er der ikke gjort yderligere forsøg på en kvantificering.

Emissioner til vand

Der oplyses at være begrænsede mængder overskydende perkolat fra kompostering af organisk dagrenovation (Vejle-anlægget, 2002/ Cimbria, 2002). Der er antaget en udledning på 40 liter pr. t TS med et stofindhold på 1.600 mg/l (på baggrund af Affaldsteknologi, 2001). Perkolatet føres til kommunalt renseanlæg og renses ned til gældende krav, jf. renseproces i afsnit om central indsamling med efterfølgende behandling i biogasanlæg.

Emissioner til jord

Det vurderes, at ca. 40 % af det tilførte kvælstof udvaskes (Trummer, 2002). Af de tilførte 20 kg N/t TS udvaskes således ca. 8 kg N. Baggrunden for, at procentsatsen er større for kompost end for biomasse, er hovedsageligt, at en større andel er organisk N og dermed en mindre andel plantetilgængeligt N.

Ifølge analyse af madaffaldets sammensætning (Daka Ortved/Rovesta miljø I/S, 2002) er der nogle mindre mængder tungmetaller i madaffaldet, som forudsættes udledt til jord. Det drejer sig om værdier svarende til de anførte i afsnit om central indsamling med efterfølgende behandling i biogasanlæg.

Erstattet handelsgødning

Det forudsættes, at den færdige kompost erstatter handelsgødning.

Ifølge analyser af madaffaldets sammensætning (PNA, 2002) er der 22 kg kalium og 8,4 kg fosfor pr. t TS. Det forudsættes, at kalium og fosfor har udnyttelsesgrader i forhold til handelsgødning på ca. 100%, således at der erstattes en tilsvarende mængde handelsgødning.

Vedrørende udnyttelsesgrad for kvælstof vil ca. 20% af totalkvælstof være plantetilgængeligt (Affaldsteknologi, 2001). Udnyttelsesgrader i forhold til handelsgødning sættes til 60% for ammonium-N og 40% for organisk N (jf. Koordineringsudvalget for biogasfællesanlæg, 1991). Dette giver en værdi for erstattet handelsgødning på ca. 10 kg N/t TS.

Det tidligere omtalte mindre anlæg til kompostering i fjerntliggende områder vil på de fleste områder have nogenlunde tilsvarende ressource- og miljømæssige udvekslinger, som omtalt i ovenstående. Energiforbruget ligger indenfor den variation, der er på de opgivne værdier for de centrale anlæg. Ammoniakfordampning, udvaskning af kvælstof samt tungmetaller til jord vil ligge på de samme niveauer,

mens perkolatmængden formentlig vil være lidt større. En komposteringsløsning i fjerntliggende områder vil især adskille sig ved at have en mindre transport samt ved, at der ikke vil være en fraktion, der går til forbrænding og erstatter noget energiproduktion. Sidstnævnte vil være en ret betydende faktor for miljø- og resourceprofilen for komposteringsløsningen.

10 LCA-data for energisystemer og handelsgødning

I dette kapitel redegøres for dataene, der er anvendt ved energisystemer, samt for den substituerede handelsgødning. Generelt gælder det om disse data, at det er datasæt uddraget af eksisterende databaser, og ikke datasæt indsamlet i tilknytning til nærværende rapport.

10.1 LCA-data for energisystemer

I forhold til nærværende LCA-screening er energiforbrug og -substitution centrale parametre.

Datagrundlaget for forbrug og substitution af el og varme er baseret på rapporten "Livscyklusvurdering af dansk el og varme" i det følgende benævnt "Elsam 2000". Et af hovedformålene med "Elsam 2000" var at kortlægge miljødata, så livscyklusanalyser af andre produkter fik velbeskrevne miljødata for energiforsyningen.

Resultatet af livscyklusvurderingen af dansk el og varme er opgjorte miljøbelastninger og ressourcer for produceret eller forbrugt el og varme pr. kWh. Datasættene er fordelt på gennemsnitlige teknologier eller på enkelte produktionsteknologier og er alle baseret på data indsamlet i og afrapporteret i 1997. I "Elsam 2000" er gennemført af hovedparten af danske el- og varme producenter og distributører. I forbindelse med anvendelse i nærværende LCA-screeninger er LCA-dataene overført fra UMIP PC-værktøjet til SimaPro til anvendelse i denne rapport, hvorefter dataene er blevet kvalitetssikret på Aalborg Universitet.

I "Elsam 2002" er den funktionelle enhed 1 kWh el henholdsvis 1 kWh varme. De gennemsnitlige data for el og varme er kortlagt for otte hovedfaser, som er fremstilling af brændsel, transport af brændsel, drift af anlæg, bygning/vedligeholdelse og skrotning, disponering af restprodukter, import og eksport, transmission og distribution.

For enkeltteknologierne er transmission og distribution ikke med i den funktionelle enhed, hvilket ikke udgør noget problem i forhold til anvendelse i nærværende LCA-screeninger, hvor denne fase også udelades i forbindelse med energiproduktion på baggrund af madaffaldet.

I "Elsam 2000" foreligger der datasæt for to forskellige måder at fordele ressourceforbrug og miljøbelastninger på, hhv. energikvalitet og energiindhold. I nærværende LCA-screeninger anvendes energikvalitet som allokeringsnøgle. Denne er baseret på, at el har større energikvalitet end varme. Allokeringsmetoderne for hhv. energiindhold og energikvalitet er baseret på, at henholdsvis 1 kWh el = 1 kWh varme og 1 kWh el = 0,15 kWh varme. Ved allokering på baggrund af energikvalitet antages det med andre ord, at el er det vigtigste produkt ved samproduktion og derfor tilskrives den største del af miljøpåvirkningerne el, og den mindste del tilskrives varme. Dette valg begrundes med, at allokeringen på baggrund af energikvalitet tager højde for de kvalitetsmæssige forskelle ved samproduktion af el og varme.

Af tabel 10.1 fremgår, i hvilke enkeltprocesser energisystemerne anvendes. I de følgende afsnit beskrives el og varme baseret på gennemsnitlig teknologi på nationalt niveau, samt de enkelt-produktionsteknologier, der er anvendt i nærværende rapport.

Enkeltproces	Gennemsnitsforbrug		Enkelt teknologi		
	El	Varme	Kulel	Kulvarme	Naturgasvarme
Biogas – proces			F / S		S
Forbrænding – proces			F / S	S	S
Kompostering – proces	F				
Hygiejnisering – biogas					F / S
Hygiejnisering – kompostering		F			
Neddeling/DeWaster	F				
Plastposer (store/små)	F		S	S	S
Vask af spande (store/små)	F	F			
Spildevands. / vandværksvand	F				
10% madaffald frasorteret			F / S	S	S

Tabel 10.1: Anvendelse af energisystemer i enkeltprocesser. Det er angivet hvorvidt der er tale om et forbrug (F) eller om enkeltprocesserne giver anledning til en substitution (S).

El- og varmeproduktion baseret på kulteknologi

Det er den såkaldte ikke-prioriterede produktion, der substitueres, når der produceres el og varme i forbrændings- og biogasscenarierne. I nærværende rapport er det kulteknologi, der substitueres ved produktion af el. Ved produktion af varme afhænger substitutionen af, i hvilket område det enkelte anlæg er placeret. Ved forbrænding af madaffald og plastposer substitueres 30% kulvarme og 70% naturgasvarme, jf. bilag.

Kultechnologi repræsenterer 25 kulfyrede kraftværksblokke på over 25 MW el. Det er de ældste af de kulfyrede kraftværker, der har de mest miljøbelastende egenskaber, deres elvirkningsgrader er typisk på 35% og fra slutningen af 1970'erne. I dag har Danmark verdens mest effektive kulfyrede kraftværk. På Nordjyllandsværket fra 1998 kan man producere med en elvirkningsgrad på 47%.

Normalt er den substituerede el og varme de marginaliserede produktionsanlæg, dvs. de mindst effektive og mest forurenende produktionsanlæg. I nærværende rapport skal resultaterne af LCA-screeningen kunne anvendes 10-15 år frem i tiden. Der er kun muligt at fremskaffe data for anlæg med virkningsgrader, der var aktuelle i 1997. Det udgør ikke et problem, at det ikke er de mindst effektive produktionsanlæg, der substitueres, men at det er gennemsnits-kulfyrede anlæg fra 1997. Dette begrundes med, at de kulfyrede kraftværker har en levetid på ca. 30 år, hvis man antager, at anlæggene ikke bliver taget ud af drift før tid. Da det er sandsynligt, at virkningsgraderne vil fortsætte med at stige, og virkningsgraden på de mindst effektive anlæg dermed også vil stige, kan det med rette siges, de gennemsnitlige kulfyrede anlæg er repræsentative et godt stykke ud i fremtiden.

Under driftsfasen forekommer de største miljøbelastninger, dog med enkelte variationer i effektkategorierne. Slagge/aske genanvendes næsten 100%, asken til cementproduktion, beton, asfalt og opfyldning. Slaggen går hovedsageligt til blokstensproduktion i udlandet eller evt. anden produktion.

Varmeproduktion baseret på naturgasteknologi

Som nævnt i ovenstående afsnit er det ikke-prioriteret produktion, der substitueres. For biogasscenerierne forudsættes den substituerede varme udelukkende at stamme fra naturgasbaserede kraftvarmeanlæg.

Under naturgasteknologi er der datasæt for fire typer af anlæg baseret på 1997 tal. Der er tale om centrale kedler, kraftvarmeproducerende gasturbiner, varmeproducerende gasturbiner og gasmotorer. I nærværende rapport er gasmotorer anvendt, hvilket ifølge nøglepersoner indenfor fjernvarmebranchen er produktionsteknologien på de decentrale naturgasfyrede kraftvarmeverker. Anlæggenes størrelse er mellem 0,1 og 15 MW, og har en levetid på ca. 15 år.

I dataopgørelsen er miljøeffekter medtaget fra udvinding til anvendelse i gasmotoranlæggene. Dog er opførelsen af boreplatforme ikke med. De dominerende miljøeffekter ved denne teknologi er drivhuseffekten, som stammer fra driftsfasen af de naturgasfyrede anlæg.

El baseret på gennemsnitlig teknologi på nationalt niveau

Overordnet set skelnes der mellem gennemsnits-elproduktion og gennemsnits-elforbrug, hvorfor Elsam opgør data efter begge forhold. I nærværende rapport er det gennemsnitlige danske elforbrug anvendt fx ved neddeling af madaffald eller ved fremstillingen af plastsække.

Undtaget fra denne regel er elforbrug ved energiproduktion i forbrændings- og biogassceneriet. Her er egetforbruget fratrukket egenproduktion af el, da egetforbruget ikke ville have fundet sted uden egenproduktionen.

I datasættet for det gennemsnitlige danske elforbrug er produktionen fordelt på centrale kraftværker, decentrale kraftværker, vindmøller, industrielle anlæg, vandkraftanlæg, gas/dieselanlæg samt import og eksport. Det er forudsat i datasættet, at der eksporteres ikke-prioriteret el, og at der importeres en mængde vandkraft-el.

Elforbruget er baseret på teknologifordelingen, som den så ud i 1997. Hvis disse teknologier havde været fordelt efter forholdene medio 2002, ville det ikke have indflydelse på LCA-screeningsresultater i nærværende rapport, da det kun har en mindre betydning i komposteringsceneriet.

Under denne teknologi er miljøeffekterne fra driftsfasen på anlæggene de dominerende. Drivhuseffekten har særlig stor betydning i forhold til andre miljøeffekt-kategorier. En vigtig undtagelse herfra er volumenaffald, som primært stammer fra kuludvinding i minerne.

Varme baseret på gennemsnitlig teknologi på nationalt niveau

Det gennemsnitlige danske varmemeforbrug er identisk med den gennemsnitlige danske varmeproduktion, pga. varmens infrastrukturmæssige bindinger. I nærværende rapport er dette datasæt anvendt ved komposteringsprocessen, samt ved vask af opbevaringsspande og små køkkenspande.

I datasættet for det gennemsnitlige danske varmemeforbrug er produktionen fordelt på centrale og decentrale kraftvarmeverker, fjernvarmeverker, samt offentlige og private varmeleverandører. Af tabel 10.2 fremgår varmeproduktion i 1997 fordelt på råvareforbrug, samt konvertering og nettab. Begrebet konvertering dækker over produktionstab og evt. kraftvarmefordel (central KV) eller anden udnyttelse af spildvarme (privat fjernvarme).

LCA-model	Central KV	Decentral KV	Fjern-varme	Privat KV	Privat fjern-varme	Sum	Fordeling [%]
Olje	1.430	70	3.069	284	1	4.854	4
Naturgas	3.009	22.635	4.362	871	145	31.022	26
Kul	20.050	763	133	69	0	21.015	18
Biobrændsel	11	13.710	20.280	661	299	34.961	29
Vedvarende	0	0	55	0	0	55	0
El	0	0	695	0	14	709	1
Sum	24.500	37.178	28.594	1.885	459	92.616	78
Konvertering	37.841	-7.851	-6.137	-358	2.812	26.307	22
Produktion	62.341	29.327	22.457	1.527	3.271	118.923	-
Nettab	-	-	-	-	-	-23.926	-
Endeligt forbrug	-	-	-	-	-	94.997	-

Tabel 10.2: Varmeforbruget i 1997 fordelt på brændsler i TJ (Elsam, 2000).

10.2 LCA-data for handelsgødning

Data for den substituerede handelsgødning anvendes i de tre biogasscenerier, samt under komposteringssceneriet. Dataene er opdelt på kvælstof-, fosfor- og kaliumgødning.

Kvælstof- og fosforgødning

Datasættene for disse to gødninger er uddraget af data, som er opgjort i SimaPro. Dataene stammer fra IDEMAT, hvilket er en hollandsk database, produceret af Delft University of Technology. I IDEMAT er dataene frembragt som originale data og ikke taget fra andre databaser.

Datasættene for kvælstofgødning er baseret på otte producenter i Holland og er fra 1993. Kvælstofgødning fremstilles ved syntese af atmosfærisk kvælstof og ammoniak. Der anvendes naturgas og kul samt elektricitet på anlæggene, og det er ammoniaksyntesen, der har størst energimæssig betydning. De største miljøpåvirkninger er drivhuseffekt pga. udledning af CO₂ og lattergas ved afbrænding af naturgas og kul. Desuden er der en større økotoxikologisk miljøpåvirkning fra strontium og selen ved produktion af el i Holland.

Datasættene for fosforgødning er baseret på fem hollandske producenter og er fra 1989. Energiforbruget til udvinding af råfosfat og svovl varierer, men det er denne proces, der er af størst energimæssig betydning. Fosforgødningen fremstilles ved en blanding mellem råfosfat og syre. De væsentligste miljøpåvirkninger er relateret til toksikologiske påvirkninger af økosystemer og mennesker, som skyldes udledninger af tungmetaller til vand.

Kaliumgødning

Datasættet for kaliumgødning er baseret på (Kromann, 1996), da der ikke er data for kaliumgødning i IDEMAT. Til beregningerne i SimaPro er de laveste værdier fra datasættet 1996 anvendt. Hvor den laveste værdi er nul, er den midterste værdi i intervallet anvendt. Dette vurderes at være hensigtsmæssigt, da sammenligningen mellem IDEMAT og Kromann, 1996, viste, at IDEMAT generelt har lavere miljøpåvirkninger og ressourceforbrug på data for handelsgødning.

Ressourceforbrug		Emissioner til luft	
Naturgas	0,13 m ³	CO ₂	0,3 kg
Lerminerale	10 kg	SO ₂	3,5 g
		NO _x	0,5 g
		PAH	0,001 mg

Tabel 10.3: Datasæt for kaliumgødning

Dataene for kaliumgødning i Kromann, 1996, er baseret på et sammensat kildegrundlag. Under fremstillingen af kaliumgødning sker der ikke nogen egentlig forarbejdning, hvorfor det største energiforbrug sker ved minedriften. De største miljøeffekter sker pga. udledning af CO₂, SO₂ og NO_x.

11 Energiregnskab

I nedenstående tabeller er de energimæssige forhold for de respektive løsningsmuligheder præsenteret. Som det fremgår, er energiopgørelsen opdelt på henholdsvis de forbrug, der er knyttet til indsamling og behandling af madaffaldet og på de energimængder, madaffaldet fortrænger i form af el, varme og handelsgødning. Det har ikke været muligt at lave en livscyklusbaseret energiopgørelse på baggrund af de foreliggende UMIP-data, da disse er behæftet med fejl (gælder kun for energiberegninger).

Det skal bemærkes, at under forbrug udgør de anførte værdier således de direkte forbrug til pågældende aktivitet og omfatter ikke tilvejebringelse af energien. Ligeledes udgør værdierne for fortrængt produktion udelukkende de energimængder, der er produceret på baggrund af madaffaldet, mens værdierne for gødning omfatter tilvejebringelse af fortrængte gødningsstoffer.

Livscyklus – Bioforgasning, central					
<i>Forbrug</i>			<i>Fortrængt produktion</i>		
Vask af køkkenspande	167	MJ/t TS	El	-6740	MJ/t TS
Transport, indsamling	1370	MJ/t TS	Varme	-8740	MJ/t TS
Vask af spande	711	MJ/t TS	Kvælstofgødning	-670	MJ/t TS
Vask af lastbil	0,2	MJ/t TS	Fosforgødning	-52	MJ/t TS
Hakning/neddeling	32	MJ/t TS	Kaliumgødning	-114	MJ/t TS
Hygiejnisering	850	MJ/t TS			
Transport, til biogasanlæg	265	MJ/t TS			
El til biogasproces	122	MJ/t TS			
Varme til biogasproces	0	MJ/t TS			
Transport, udbringning på mark	50	MJ/t TS			
Total	3570	MJ/t TS	Total	-16300	MJ/t TS

Tabel 11.1: Energiregnskab for biogas, central

Livscyklus – Bioforgasning, decentral, uden poser					
<i>Forbrug</i>			<i>Fortrængt produktion</i>		
Vask af køkkenspande	323	MJ/t TS	El	-6740	MJ/t TS
Transport, indsamling	1030	MJ/t TS	Varme	-8740	MJ/t TS
Vask af containere	0,07	MJ/t TS	Kvælstofgødning	-689	MJ/t TS
Vask af lastbil	0,2	MJ/t TS	Fosforgødning	-52	MJ/t TS
Hakning/neddeling	32	MJ/t TS	Kaliumgødning	-114	MJ/t TS
Hygiejnisering	690	MJ/t TS			
El til biogasproces	122	MJ/t TS			
Varme til biogasproces	0	MJ/t TS			
Transport, udbringning på mark	50	MJ/t TS			
Total	2250	MJ/t TS	Total	-16340	MJ/t TS

Tabel 11.2: Energiregnskab for biogas, decentral uden poser

Livscyklus – Bioforgasning, decentral, med poser					
<i>Forbrug</i>			<i>Fortrængt produktion</i>		
Vask af køkkenspande	83				
Plastposer, små	128	MJ/t TS			
Transport, indsamling	1030	MJ/t TS			
Vask af containere	0,07	MJ/t TS			
Vask af lastbil	0,2	MJ/t TS			
DeWaster	205	MJ/t TS			
90% madaffald til bioforgasning					
Hygiejniser	621	MJ/t TS	El	-6066	MJ/t TS
El til biogasproces	110	MJ/t TS	Varme	-7866	MJ/t TS
Varme til biogasproces	0	MJ/t TS	Kvælstofgødning	-620	MJ/t TS
Transport, udbringning på mark	45	MJ/t TS	Fosforgødning	-47	MJ/t TS
			Kaliumgødning	-103	MJ/t TS
10% madaffald til forbrænding					
Transport, forbrænding	10	MJ/t TS	El	-357	MJ/t TS
Forbrug på anlæg	66	MJ/t TS	Varme	-1030	MJ/t TS
Total	2300	MJ/t TS	Total	-16100	MJ/t TS

Tabel 11.3: Energiregnskab for biogas, decentral med poser

Livscyklus – Kompostering, med poser					
<i>Forbrug</i>			<i>Fortrængt produktion</i>		
Plastposer, små	128	MJ/t TS			
Transport, indsamling	1030	MJ/t TS			
Vask af containere	0,07	MJ/t TS			
Vask af lastbil	0,2	MJ/t TS			
90% madaffald til kompostering					
Hygiejniser	909	MJ/t TS	Kvælstofgødning	-226	MJ/t TS
El til komposteringsproces	486	MJ/t TS	Fosforgødning	-47	MJ/t TS
Transport, til anvendelsessted	60	MJ/t TS	Kaliumgødning	-103	MJ/t TS
10% madaffald til forbrænding					
Transport, forbrænding	5	MJ/t TS	El	-357	MJ/t TS
Forbrug på anlæg	66	MJ/t TS	Varme	-1030	MJ/t TS
Total	2680	MJ/t TS	Total	-1760	MJ/t TS

Tabel 11.4: Energiregnskab for kompostering, med poser

Livscyklus – Forbrænding					
<i>Forbrug</i>			<i>Fortrængt produktion</i>		
Plastsæk	347	MJ/t TS	El	-3570	MJ/t TS
Transport, inds. m. dagrenovation	549	MJ/t TS	Varme	-10300	MJ/t TS
Vask af containere	0,1	MJ/t TS			
Vask af lastbil	0,2	MJ/t TS			
Hjælpeprodukter	79	MJ/t TS			
Egetforbrug af el på anlæg	583	MJ/t TS			
Total	1560	MJ/t TS	Total	-13870	MJ/t TS

Tabel 11.5: Energiregnskab for forbrænding

Som det fremgår, giver en løsning som kompostering anledning til et decideret energiforbrug. Der kan anvendes i størrelsesordenen 80-90 liter brændstof pr. ton madaffald til transport til forbrænding hhv. biogas (svarende til i størrelsesorde-

nen 3.000 km pr. ton madaffald), før energiregnskabet tipper over til fordel for kompostering.

Central indsamling med efterfølgende bioforgasning ligger relativt tæt på forbrænding i energiregnskabet, hvis el og varme forudsættes ligeværdige (allokering efter energiindhold), mens der er en energigevinst på i størrelsesordenen 10-15% ved løsningerne med decentral indsamling med efterfølgende bioforgasning set i forhold til forbrænding.

Ved miljøvurdering af løsningerne er et energiregnskab imidlertid ikke tilstrækkeligt, da der er andre aspekter, der bør inddrages. Det drejer sig eksempelvis om ammoniakfordampning, methan-emission, kvælstofudvaskning, restprodukter fra forbrænding samt ikke mindst det forhold, at produktionen af el og varme ikke bør sidestilles på grund af elektricitetens bedre energikvalitet. Det er derfor rimeligt, at elproduktionen på baggrund af madaffaldet fortrænger flere ressourceforbrug/miljøbelastninger end varme.

Endvidere kan de emissioner, der er knyttet til energiforbruget i energiregnskabet, være meget forskellige afhængigt af, hvilken energikilde og -teknologi de er baseret på.

Disse forhold tages der højde for i LCA-screeningerne, hvis resultater præsenteres i kapitel 12.

12 Resultater fra LCA-screeningen

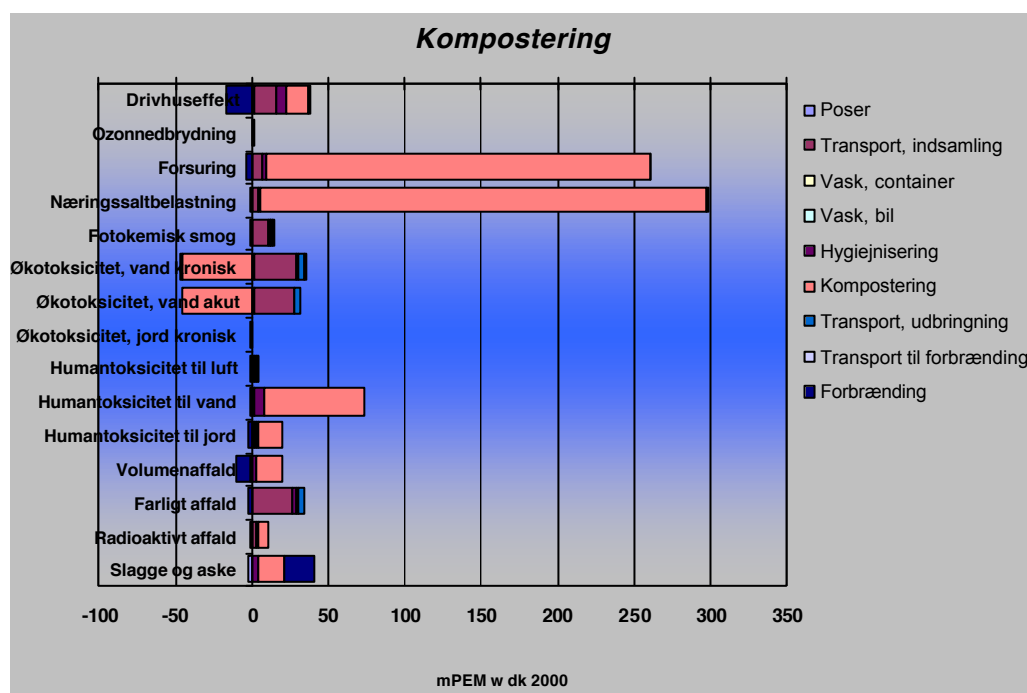
Læsevejledning

I det følgende er resultaterne præsenteret for de enkelte løsninger, og afslutningsvis er der lavet en sammenstilling af løsningerne samt en sammenfatning. For nærmere beskrivelse af den anvendte metode til kvantificering og vægtning af ressourceforbrug og miljøpåvirkninger henvises til beskrivelsen i kapitel 5 (afsnittet om vurdering).

For de enkelte løsningsmuligheder er der en figur med hhv. vægtede miljøeffekt-potentialer og vægtede ressourceforbrug. Disse figurer skal læses således, at de udslag der er til højre for den lodrette akse, er de miljøbelastninger/ressourceforbrug, der er knyttet til indsamling og behandling af madaffaldet, mens udslagene til venstre er knyttet til tilvejebringelse af de produkter (el, varme og handelsgødning), som substitueres/fortrænges, hvis madaffaldet afsættes til pågældende løsning. Jo større udslag mod venstre, og jo mindre udslag mod højre, des bedre miljø- og ressourceprofil for disponeringsmuligheden.

Endvidere skal nævnes, at resultaterne har gennemgået en følsomhedsvurdering, som er beskrevet i kapitel 13.

12.1 Kompostering



Tabel 12.1: Vægtede miljøeffektpotentialer for kompostering.

Drivhuseffekt

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes CO₂-emission, som stammer fra transport ved indsamling (39%), elforbrug på komposteringsanlægget (35%) samt en mindre del fra varmekonsumet til hygiejnisering (21%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes forbrænding af de 10% affald, der sorteres fra ved posefrasorteringen. Der er ikke nogen nævneværdig miljøgevinst knyttet til fortrængning af N, P og K gødning.

Forsuring

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes ammoniak-emission, som stammer fra fordampning fra komposteringsprocessen.

Næringssaltbelastning

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes ammoniak-emission til luft og udvaskning af kvælstof. Ammoniak-emission stammer fra fordampning fra komposteringsprocessen (58%), og kvælstofudvaskning stammer fra udbragt kompost (40%).

Økotoksicitet, vand kronisk

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes strontium-emission til vand, som primært stammer fra transport ved indsamling. Strontium-emission i forbindelse med transport skyldes tilvejebringelse af dieselolie.

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes cadmium- og kobber-emissioner til vand, hvilket stammer fra fortrængt N-gødning.

Økotoksicitet, vand akut

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes strontium-emission til vand, som primært stammer fra transport ved indsamling. Strontium-emission i forbindelse med transport skyldes tilvejebringelse af dieselolie.

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes cadmium og kobber emissioner til vand, hvilket stammer fra fortrængt N-gødning.

Humantoksicitet til vand

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes primært kviksølv-emission til luft. Dioxin-emissionen stammer hovedsageligt fra tilvejebringelse af varme til hygiejnisering. Kviksølv-emissionen stammer overvejende fra tilvejebringelse af el til komposteringsprocessen.

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes kviksølv- og cadmium-emissioner til vand, hvilket stammer fra fortrængt N-gødning.

Humantoksicitet til jord

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes primært kviksølv-emission til luft. Dioxin-emissionen stammer hovedsageligt fra tilvejebringelse af varme til hygiejnisering. Kviksølv-emissionen stammer overvejende fra tilvejebringelse af el til komposteringsprocessen.

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes kviksølv- og cadmium-emissioner til vand, hvilket stammer fra fortrængt N-gødning.

Volumenaffald

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes primært uspecificeret affald, som hovedsageligt stammer fra komposteringsprocessen. Affaldet fra komposteringsprocessen stammer fra tilvejebringelse af el.

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes primært uspecificeret affald, hvilket stammer fra forbrænding af de 10% af madaffaldet, som frasorteres med poserne. Det fortrængte affald fra forbrændingsprocessen skyldes, at der fortrænges kulbaseret el og en mindre mængde varme, hvor tilvejebringelsen af kul hertil giver en stor mængde affald fra kulminedrift.

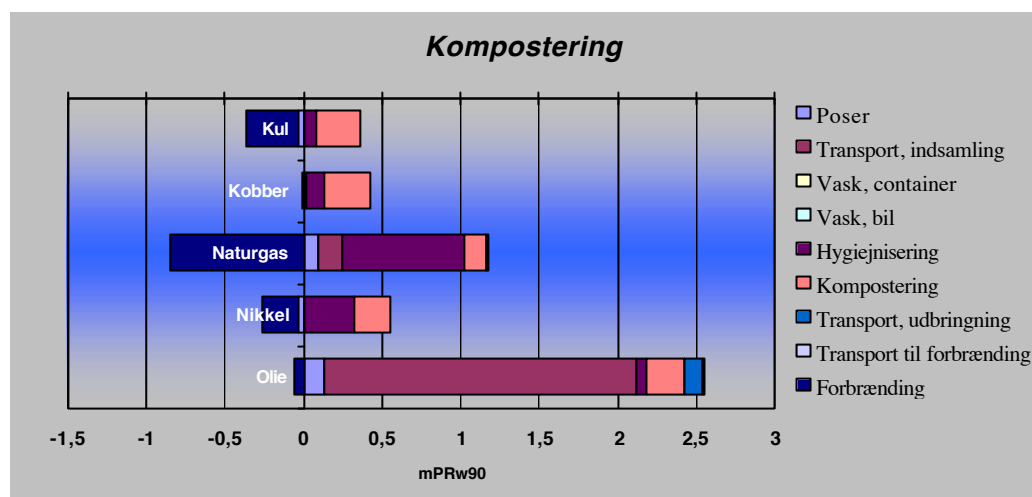
Farligt affald

Negativ miljøpåvirkning: Farligt affald stammer primært fra tilvejebringelse af diesel til transport i forbindelse med indsamling af madaffaldet.

Slagge og aske

Negativ miljøpåvirkning: Ca. halvdelen skyldes slagge og aske fra forbrænding af de 10% af madaffaldet, som frasorteres med poserne. Den anden halvdel skyldes elforbruget ved komposteringsprocessen.

Generelt gælder dog, at slagge/aske fra el- og varmeproduktion baseret på kul teknologi genanvendes næsten 100%, jf. afsnit om LCA-data for energisystemer, hvorfor denne andel af slagge/asken ikke skal opfattes som en negativ miljøpåvirkning. Dette gælder også for resultatvisningerne for de følgende scenarier.



Tabel 12.2: Vægtede ressourcerforbrug for kompostering.

Kul

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes forbrug af el ved komposteringsprocessen (76%) og forbrug af varme ved hygiejniseringen (22%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt el og varme ved forbrænding af de 10% af madaffaldet, som frasorteres med poserne.

Kobber

Negativ miljøpåvirkning: Kobberforbruget stammer fra tilvejebringelse af el, som bruges i komposteringsprocessen. Desuden bruges en mindre del i forbindelse med tilvejebringelse af diesel til transport i forbindelse med indsamling af affaldet.

Naturgas

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes forbrug af varme til hygiejnisering (66%), tilvejebringelse af poser (8%), tilvejebringelse af diesel til transport i forbindelse med indsamling (13%) og elforbrug på komposteringsanlægget (12%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt el og varme ved forbrænding af de 10% af madaffaldet, som frasorteres med poserne.

Nikkel

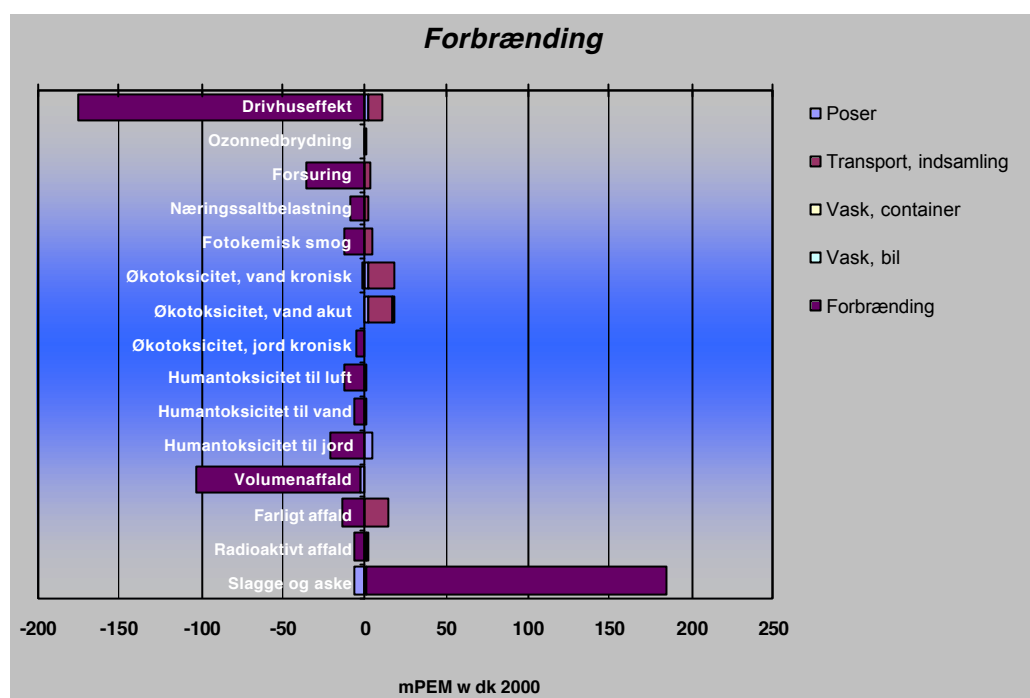
Negativ miljøpåvirkning: Skyldes tilvejebringelse af varme til hygiejnisering (58%) og tilvejebringelse af el til komposteringsprocessen (42%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt el og varme ved forbrænding af de 10% af madaffaldet, som frasorteres med poserne.

Olie

Negativ miljøpåvirkning: Forbrug stammer fra transport i forbindelse med indsamling (78%), elforbrug til komposteringsprocessen (10%), transport af den færdige kompost (4,5%) og tilvejebringelse af poser (5%).

12.2 Forbrænding



Tabel 12.3: Vægtede miljøeffektpotentialer for forbrænding.

Drivhuseffekt

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes CO₂-emission, som stammer fra transport ved indsamling sammen med dagrenovation (75%) og fra produktion af store plastposer (25%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes forbrænding af madaffaldet. Den fortrængte miljøpåvirkning er hovedsageligt CO₂-emission (90%).

Forsuring

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes forbrænding af madaffaldet. Den fortrængte miljøpåvirkning er SO₂-emission (54%) og NO_x-emission (45%).

Næringssaltbelastning

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes forbrænding af madaffaldet. Den fortrængte miljøpåvirkning er NO_x-emission hovedsageligt fra kulproduceret el og i mindre grad fra kul- og naturgasproduceret varme.

Fotokemisk smog

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes forbrænding af madaffaldet. Den fortrængte miljøpåvirkning skyldes hovedsageligt NMVOC fra fortrængt naturgasvarmeproduktion.

Økotoksicitet, vand kronisk

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes strontium-emission til vand, som primært stammer fra transport ved indsamling (85%). Strontium-emission i forbindelse med transport skyldes tilvejebringelse af dieselolie.

Økotoksicitet, vand akut

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes strontium-emission til vand, som primært stammer fra transport ved indsamling (75%). Strontium-emission i forbindelse med transport skyldes tilvejebringelse af dieselolie.

Humantoksicitet til luft

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes forbrænding af madaffaldet. Den fortrængte miljøpåvirkning er NO_x -emission hovedsageligt fra kulproduceret el og i mindre grad fra kul- og naturgas-produceret varme.

Humantoksicitet til vand

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes forbrænding af madaffaldet. Den fortrængte miljøpåvirkning er kviksølv-emission til luft fra kulproduceret el, samt fortrængt dioxin-emission til luft fra kulproduceret el og i mindre grad fra naturgasproduceret varme.

Humantoksicitet til jord

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes forbrænding af madaffaldet. Den fortrængte miljøpåvirkning er arsen-, kviksølv-, og benzen-emission til luft fra kulproduceret el og varme.

Volumenaffald

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes primært uspecificeret affald, hvilket stammer fra forbrænding af madaffaldet. Det fortrængte affald fra forbrændingsprocessen skyldes, at der fortrænges kulbaseret el, hvor tilvejebringelsen af kul hertil giver en stor mængde affald fra kulminedrift.

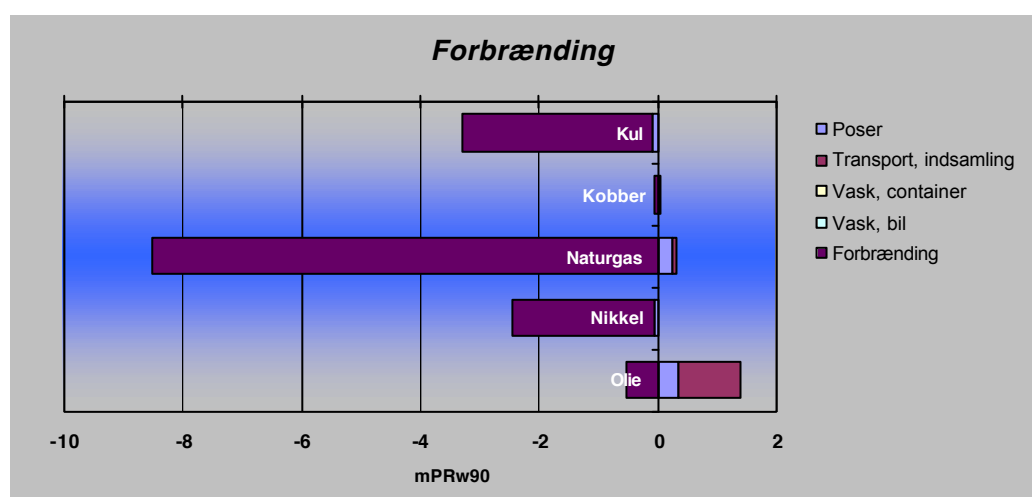
Farligt affald

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes primært farligt affald, som stammer fra tilvejebringelse af diesel til transport i forbindelse med indsamling af madaffaldet.

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes forbrænding af madaffaldet. Den fortrængte miljøpåvirkning er dels chromholdig slagge og dels jernholdig ovnslagge fra kulproduceret el og varme, samt naturgasproduceret varme.

Slagge og aske

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes slagge og aske fra forbrænding af madaffaldet.



Tabel 12.4: Vægtede ressourceforbrug for forbrænding.

Kul

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt kulproduceret el og varme ved forbrænding af madaffald.

Naturgas

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes tilvejebringelse af poser (75%), tilvejebringelse af diesel til transport i forbindelse med indsamling (25%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt naturgasproduceret varme ved forbrænding af madaffald.

Nikkel

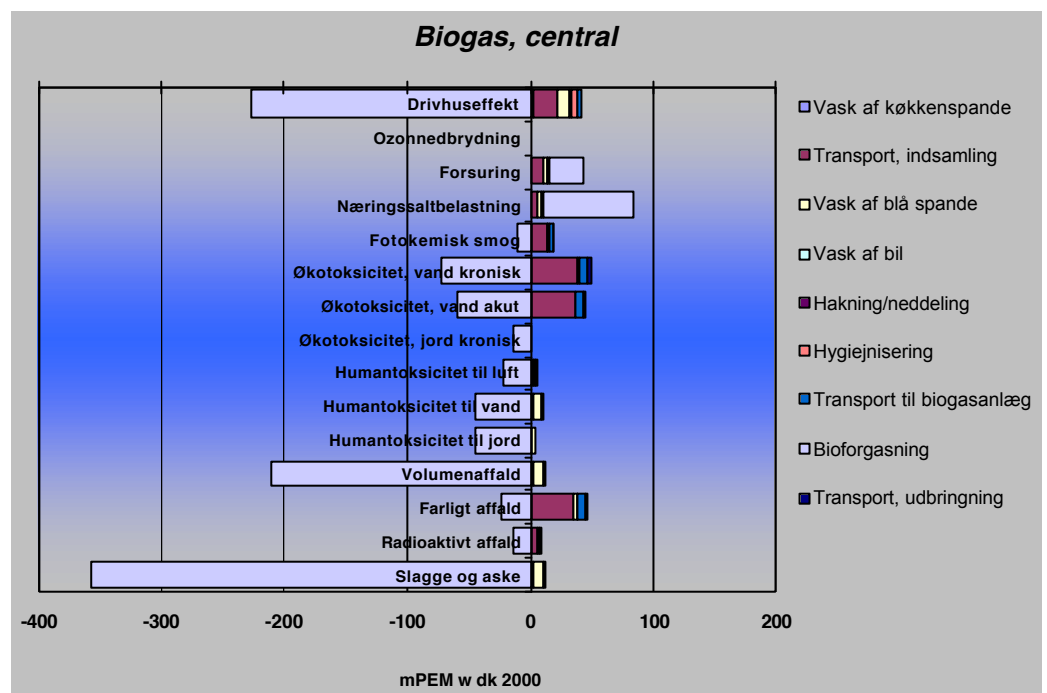
Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt kulproduceret el og varme, samt fortrængt naturgasproduceret varme ved forbrænding af madaffald.

Olie

Negativ miljøpåvirkning: Forbrug stammer fra transport i forbindelse med indsamling (75%), samt tilvejebringelse af poser (25%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt kulproduceret el og varme.

12.3 Biogas, central hygiejnisering



Tabel 12.5: Vægtede miljøeffektpotentialer for biogas med central forbehandling.

Drivhuseffekt

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes CO₂-emission, som stammer fra transport ved indsamling (43%), transport fra forbehandlingssted til biogasanlæg (9%), el og varme til vask af blå spande (23%), el og varme til vask af køkkenspande (7%) samt varme til hygiejnisering (12%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt CO₂ fra el og varme i forbindelse med energiuudnyttelse af den producerede biogas.

Forsuring

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes ammoniak- og NO_x-emission. Biogasanlægget bidrager med 63% af forsuringen, hvor størstedelen herfra udgøres af ammoniakfordampning samt en mindre del NO_x-emission fra gasmotoren. En anden bidrager til forsuring er transport i forbindelse med indsamling, som står for 21% af bidraget til forsuring.

Nærings saltbelastning

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes primært ammoniak-emission til luft samt en i mindre omfang kvælstofudvaskning og NO_x-emission. Biogasanlægget bidrager med 88% af nærings saltbelastning, hvor størstedelen herfra udgøres af ammoniakfordampning fra lager samt en mindre del kvælstofudvaskning fra udbringning på mark og NO_x-emission fra gasmotoren. Transport i forbindelse med indsamling bidrager desuden med 7% af nærings saltbelastningen.

Økotoksicitet, vand kronisk

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes strontium-emission til vand, som primært stammer fra transport ved indsamling og i mindre grad fra transport fra hygiejniseringen til biogasanlægget. Strontium-emission i forbindelse med transport skyldes tilvejebringelse af dieselolie.

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes cadmium- og kobber-emissioner til vand samt en mindre andel fra dioxin-emissioner til luft. Cadmium og kobber stammer fra fortrængt N-gødning, som er medregnet i bioforgasningen, og dioxinen stammer fra fortrængt el og varme ved energi-udnyttelse af biogassen.

Økotoksicitet, vand akut

Negativ miljøpåvirkning: Samme som ved økotoksicitet, vand kronisk.

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes cadmium- og kobber-emissioner til vand. Cadmium og kobber stammer fra fortrængt N-gødning, og desuden fortrænges en mængde kobber i forbindelse med fortrængt el og varme ved energiudnyttelse af biogassen.

Humantoksicitet til vand

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes primært kviksølv- og dioxin-emissioner til luft, hvilket stammer fra fortrængt el. Desuden fortrænges en mindre andel kviksølv- og cadmium-emissioner til vand fra fortrængt N- og P-gødning.

Humantoksicitet til jord

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes arsen- og kviksølv-emissioner til luft, hvilket stammer fra fortrængt el.

Volumenaffald

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes uspecificeret slam og uspecificeret affald. Det er primært vask af blå spande og køkkenspande, der giver bidraget. Slam stammer fra rensningen af spildevandet fra vaskeprocesserne, og uspecificeret affald stammer fra el- og varmeforbruget.

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes primært uspecificeret affald, hvilket stammer fra forbrænding. Det fortrængte affald fra forbrændingsprocessen skyldes, at der fortrænges kulbaseret el og en mindre mængde varme, hvor tilvejebringelsen af kul hertil giver en stor mængde affald fra kulminedrift.

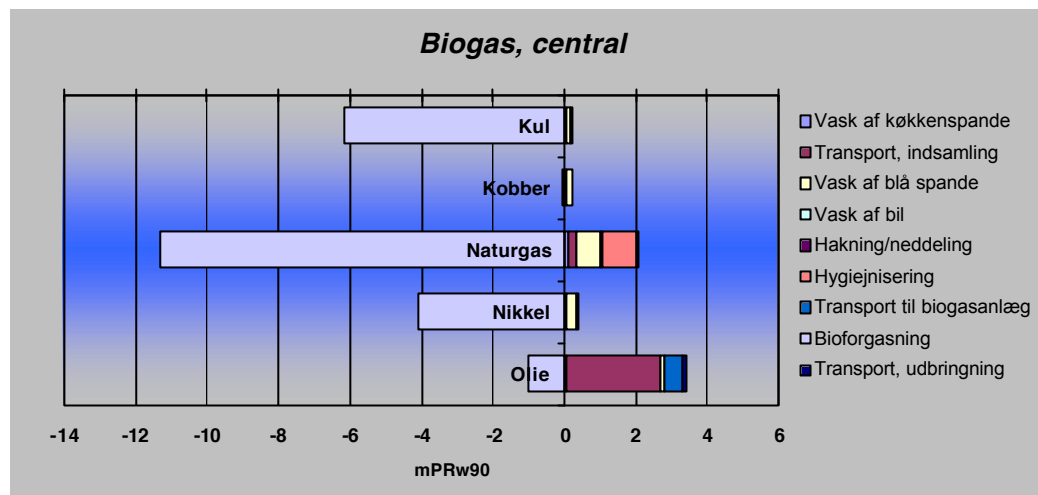
Farligt affald

Negativ miljøpåvirkning: Farligt affald stammer primært fra tilvejebringelse af diesel til transport i forbindelse med indsamling af madaffaldet (76%) samt transport fra hygiejniserings til biogasanlægget (15%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes primært chromholdig slagge og jernholdig ovnslagge fra fortrængt kulproduceret el og naturgasproduceret varme.

Slagge og aske

Skyldes fortrængt kulproduceret el og varme (slagge/asken genanvendes).



Tabel 12.6: Vægtede ressourceforbrug for biogas med central forbehandling.

Kul

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt el ved energiudnyttelse af den producerede biogas.

Naturgas

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes forbrug af varme til hygiejnisering (48%), vask af blå spande (31%), vask af køkkenspande (7%), samt transport ved indsamling (10%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt varme ved energiudnyttelse af den producerede biogas.

Nikkel

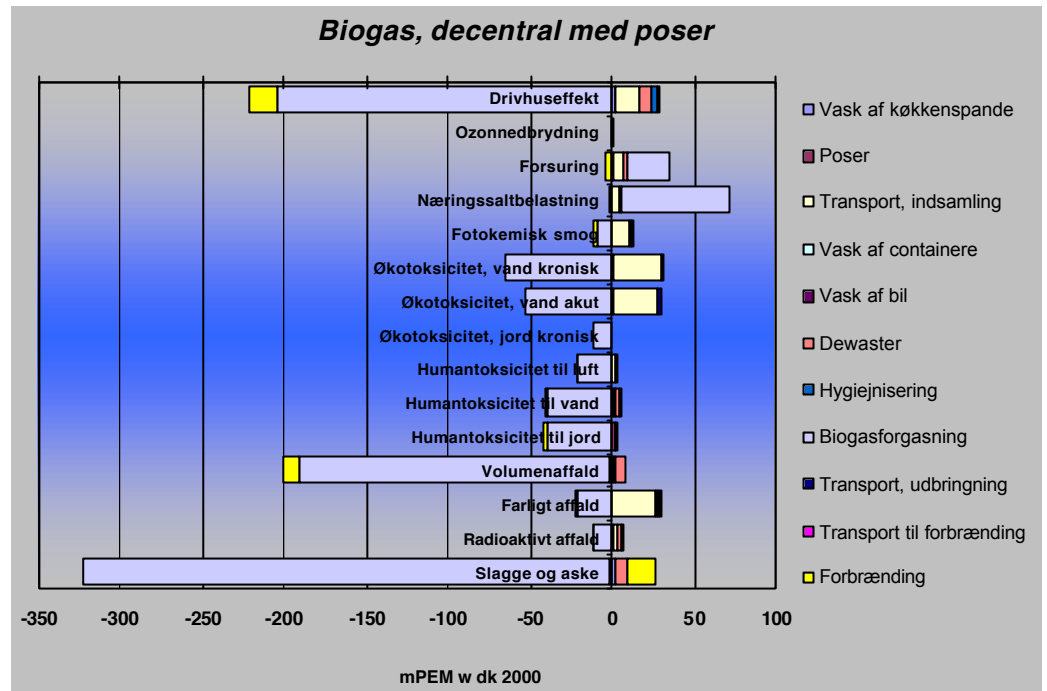
Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt el og varme ved energiudnyttelse af den producerede biogas.

Olie

Negativ miljøpåvirkning: Forbrug stammer fra transport i forbindelse med indsamling (77%) og transport fra forbehandling til biogasanlæg (15%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes primært fortrængt el ved energiudnyttelse af den producerede biogas.

12.4 Biogas, decentral med poser



Tabel 12.7: Vægtede miljøeffektpotentialer for biogas, decentral med poser.

Drivhuseffekt

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes CO₂-emission, som stammer fra transport i forbindelse med indsamling (51%), el til DeWaster (24%) og varme til hygiejnisering (13%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt CO₂ fra el i forbindelse med energiuudnyttelse af den producerede biogas (92%) og fortrængt el i forbindelse med forbrænding af de 10% af madaffaldet, som frasorteres med poserne (8%).

Forsuring

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes ammoniak- og NO_x-emission. Biogasanlægget bidrager med 70% af forsuringen, hvor størstedelen herfra udgøres af ammoniakfordampning samt en mindre del NO_x-emission fra gasmotoren. Et andet bidrag til forsuring er transport i forbindelse med indsamling, som står for 20% af bidraget til forsuring.

Næringssaltbelastning

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes primært ammoniak-emission til luft samt en i mindre omfang kvælstofudvaskning og NO_x-emission. Biogasanlægget bidrager med 92% af næringssaltbelastning, hvor størstedelen herfra udgøres af ammoniakfordampning fra lager samt en mindre del kvælstofudvaskning fra udbringning på mark og NO_x-emission fra gasmotoren. Transport i forbindelse med indsamling bidrager desuden med 6% af næringssaltbelastning.

Økotoxicitet, vand kronisk

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes strontium-emission til vand, som primært stammer fra transport ved indsamling. Strontium-emission i forbindelse med transport skyldes tilvejebringelse af dieselolie.

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes cadmium- og kobberemissioner til vand samt en mindre andel fra dioxin-emissioner til luft. Cadmium stammer fra fortrængt N-gødning, som er medregnet i bioforgasningen, og dioxinen stammer fra fortrængt el og varme ved energiuudnyttelse af biogassen.

Økotoksicitet, vand akut

Negativ miljøpåvirkning: Samme som ved økotoksicitet, vand kronisk.

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes cadmium- og kobberemissioner til vand. Cadmium og kobber stammer fra fortrængt N-gødning, og desuden fortrænges en mængde kobber i forbindelse med fortrængt el og varme ved energiudnyttelse af biogassen.

Humantoksicitet til vand

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes primært kviksølv- og dioxin-emissioner til luft, hvilket stammer fra fortrængt el. Desuden fortrænges en mindre andel kviksølv- og cadmium-emissioner til vand fra fortrængt N- og P-gødning.

Humantoksicitet til jord

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes arsen- og kviksølv-emissioner til luft, hvilket stammer fra fortrængt el fra energiudnyttelsen af det producerede biogas.

Volumenaffald

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes uspecificeret affald, som stammer fra tilvejebringelse af el til DeWasteren.

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes primært uspecificeret affald, hvilket stammer fra forbrænding af de 10% af madaffaldet, som frasorteres med poserne. Det fortrængte affald fra forbrændingsprocessen skyldes, at der fortrænges kulbaseret el og en mindre mængde varme, hvor tilvejebringelsen af kul hertil giver en stor mængde affald fra kulminedrift.

Farligt affald

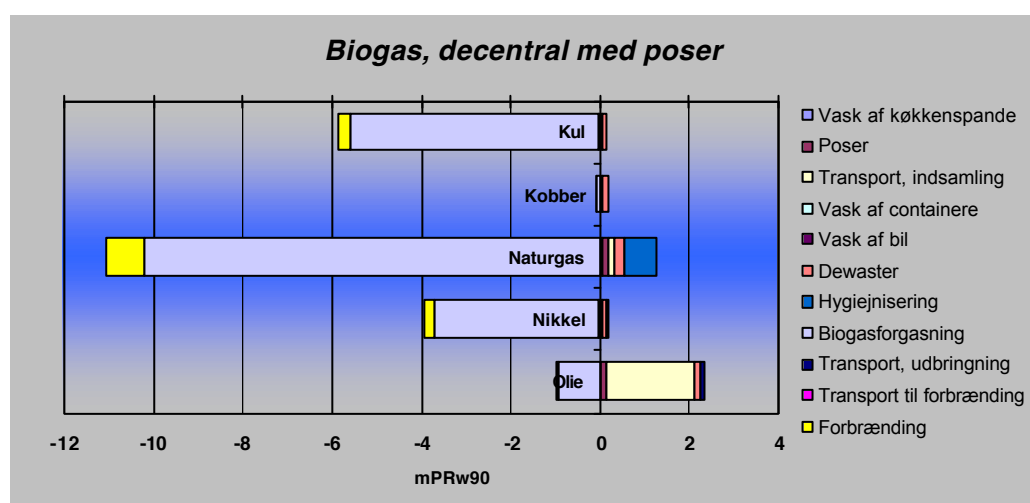
Negativ miljøpåvirkning: Farligt affald stammer primært fra tilvejebringelse af diesel til transport i forbindelse med indsamling af madaffaldet.

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes primært chromholdig slagge og jernholdig ovnslagge fra fortrængt kulproduceret el og naturgasproduceret varme.

Slagge og aske

Negativ miljøpåvirkning: Slagge og aske stammer fra forbrænding af de 10% af madaffaldet, som frasorteres med poserne.

Fortrængt slagge/aske: Skyldes fortrængt kulproduceret el og varme (slagge/asken genanvendes).



Tabel 12.8: Vægtede ressourceforbrug for biogas, decentral med poser.

Kul

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt el ved energiudnyttelse af den producerede biogas (94%) og fortrængt el fra forbrænding af de 10% af madaffaldet, som frasorteres med poserne (5%).

Naturgas

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes forbrug af varme til hygiejnisering (57%), elforbrug til DeWaster (17%), tilvejebringelse af diesel til transport i forbindelse med indsamling (12%) og tilvejebringelse af poser (6%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt varme ved energiudnyttelse af den producerede biogas (92%) og fortrængt varme fra forbrænding af de 10% af madaffaldet, som frasorteres med poserne (8%).

Nikkel

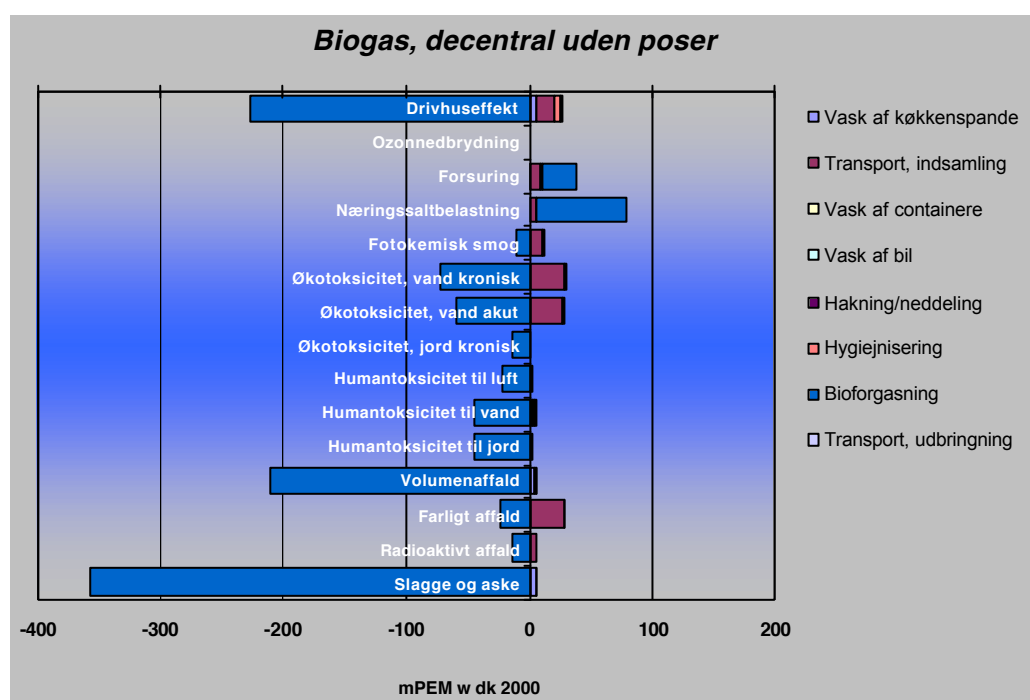
Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt el og varme ved energiudnyttelse af den producerede biogas (93%) og fortrængt el og varme fra forbrænding af de 10% af madaffaldet, som frasorteres med poserne (6%).

Olie

Negativ miljøpåvirkning: Forbrug stammer fra transport i forbindelse med indsamling (85%), tilvejebringelse af poser (5%) og el til DeWasteren (4%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes primært fortrængt el ved energiudnyttelse af den producerede biogas.

12.5 Biogas, decentral uden poser



Tabel 12.9: Vægtede miljøeffektpotentialer for biogas, decentral uden poser.

Drivhuseffekt

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes CO₂-emission, som stammer fra transport ved indsamling (55%), el og varme til vask af køkkenspande (22%) samt varme til hygiejnisering (16%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt CO₂ fra el og varme i forbindelse med energiudnyttelse af den producerede biogas.

Forsuring

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes ammoniak- og NO_x-emission. Biogasanlægget bidrager med 73% af forsuringen, hvor størstedelen herfra udgøres af ammoniakfordampning, samt en mindre del NO_x-emission fra gasmotoren. En anden bidrager til forsuring er transport i forbindelse med indsamling, som står for 19% af bidraget til forsuring, samt el og varmekonsum til vask af køkkenspande (5%).

Næringssaltbelastning

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes primært ammoniak-emission til luft samt en mindre omfang kvælstofudvaskning og NO_x-emission. Biogasanlægget bidrager med 92% af næringssaltbelastning, hvor størstedelen herfra udgøres af ammoniakfordampning fra lager samt en mindre del kvælstofudvaskning fra udbringning på mark og NO_x-emission fra gasmotoren. Transport i forbindelse med indsamling bidrager desuden med 6% af næringssaltbelastning.

Økotoksicitet, vand kronisk

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes strontium-emission til vand, som primært stammer fra transport ved indsamling og i mindre grad fra transport ved udbringningen af det afgassede madaffald. Strontium-emission i forbindelse med transport skyldes tilvejebringelse af dieselolie.

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes cadmium- og kobberemissioner til vand samt en mindre andel fra dioxin-emissioner til luft. Cadmium og kobber stammer fra fortrængt N-gødning, som er medregnet i bioforgasningen, og dioxinen stammer fra fortrængt el og varme ved energiudnyttelse af biogassen.

Økotoksicitet, vand akut

Negativ miljøpåvirkning: Samme som ved økotoksicitet, vand kronisk.

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes cadmium og kobber emissioner til vand. Cadmium og kobber stammer fra fortrængt N-gødning, og desuden fortrænges en mængde kobber i forbindelse med fortrængt el og varme ved energiudnyttelse af biogassen.

Humantoksicitet til vand

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes primært kviksølv- og dioxin-emissioner til luft, hvilket stammer fra fortrængt el. Desuden fortrænges en mindre andel kviksølv- og cadmium-emissioner til vand fra fortrængt N- og P-gødning.

Humantoksicitet til jord

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes arsen- og kviksølv-emissioner til luft, hvilket stammer fra fortrængt el.

Volumenaffald

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes uspecificeret slam og uspecificeret affald. Det er primært vask af køkkenspande, der giver bidraget. Slam stammer fra rensningen af spildevandet fra vaskeprocesserne, og uspecificeret affald stammer fra el og varmekonsumet.

Fortrængt miljøpåvirkning: Det fortrængte affald fra biogasprocessen skyldes, at der fortrænges kulbaseret el og en mindre mængde varme, hvor tilvejebringelsen af kul hertil giver en stor mængde affald fra kulminedrift.

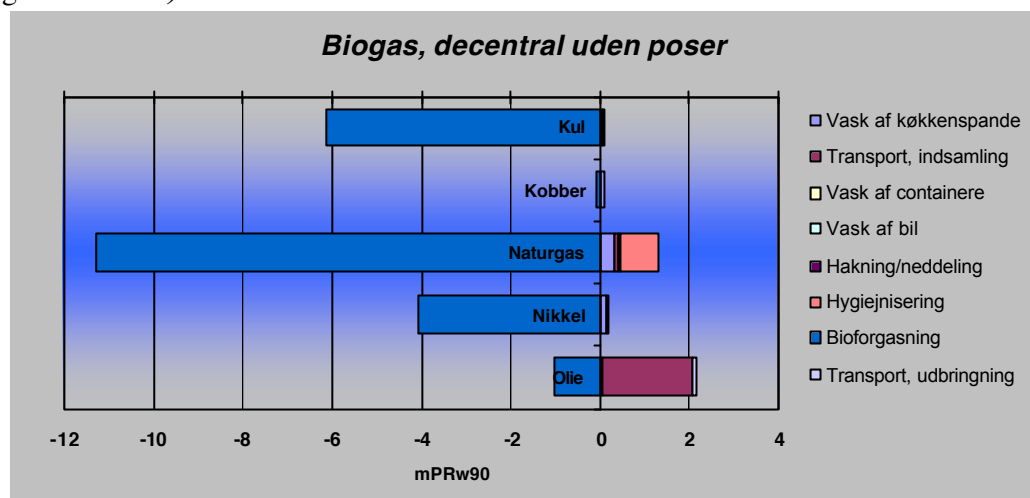
Farligt affald

Negativ miljøpåvirkning: Farligt affald stammer primært fra tilvejebringelse af diesel til transport ved indsamlingen af madaffaldet (91%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes primært chromholdig slagge og jernholdig ovenslagge fra fortrængt kulproduceret el og naturgasproduceret varme.

Slagge og aske

Fortrængt slagge aske: Skyldes fortrængt kulproduceret el og varme (slagge/asken genanvendes).



Tabel 12.10: Vægtede ressourceforbrug for biogas, decentral uden poser.

Kul

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes fortrængt el ved energiudnyttelse af den producerede biogas.

Naturgas

Negativ miljøpåvirkning: Skyldes forbrug af varme til hygiejnisering (62%) og vask af køkkenspande (23%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes primært fortrængt varme ved energiudnyttelse af den producerede biogas.

Nikkel

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes primært fortrængt el ved energiudnyttelse af den producerede biogas.

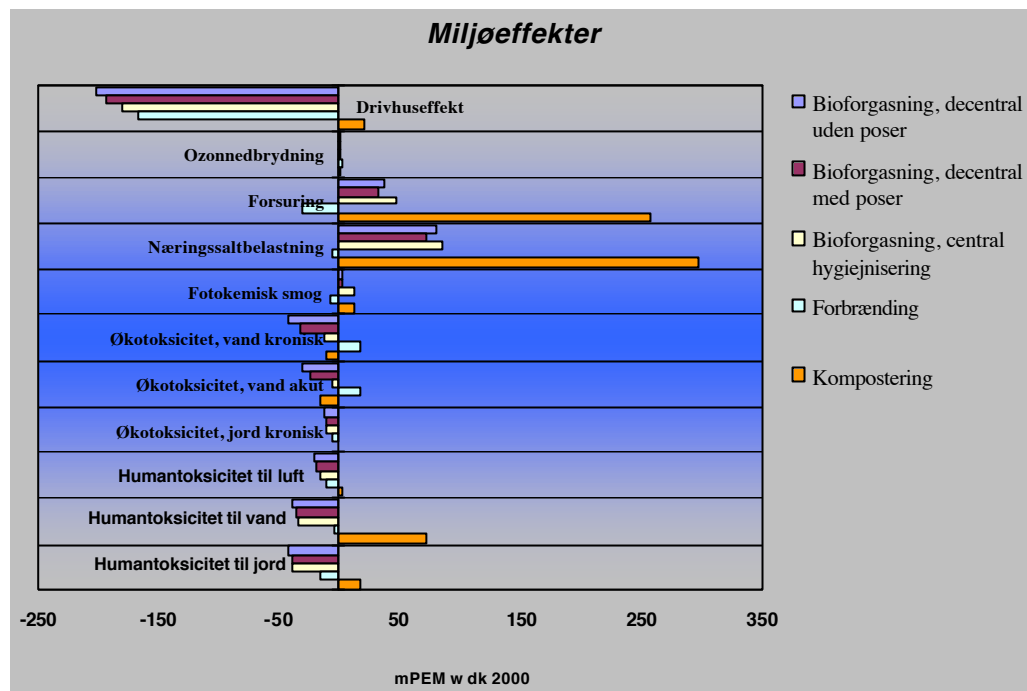
Olie

Negativ miljøpåvirkning: Forbrug stammer fra transport i forbindelse med indsamling (91%).

Fortrængt miljøpåvirkning: Skyldes primært fortrængt el ved energiudnyttelse af den producerede biogas.

12.6 Sammenligning af de fem scenarier

M.h.t. miljøeffekter er der fordele på alle løsninger, bortset fra kompostering. Biogas som behandlingsmetode er en lidt bedre løsning end forbrænding, primært fordi den fortrænger flere miljøeffekter på grund af en større elproduktion. Indsamlings- og forbehandlingssystemet i biogasløsningerne er imidlertid af betydning.



Tabel 12.11: Vægtede miljøeffektpotentialer ekskl. affald for de 5 scenarier.

Såfremt de vægtede miljøeffekter antages at kunne sidestilles, kan scenarierne rangordnes i følgende rækkefølge:

1. Bioforgasning, decentral uden poser
2. Bioforgasning, decentral med poser
3. Forbrænding
4. Bioforgasning, central hygiejnisering
5. Kompostering

Forskel på de to decentrale biogasløsninger

Forskellen på de to scenarier med biogas med decentral hygiejnisering skyldes, at bidraget til drivhuseffekt samt kronisk og akut økotoksicitet til vand er større ved scenariet med poser. Drivhuseffekten er størst ved scenariet med poser, fordi der fortrænges en mindre mængde el og varme, hvilket skyldes, at 10% af affaldet sendes til forbrænding med de frasorterede poser. Desuden er elforbruget større, idet DeWasteren, der frasorterer poser, bruger mere el end neddeleren. Økotoksicitet er størst i scenariet med poser, fordi der fortrænges mindre N-gødning, el og varme, hvilket skyldes, at 10% af affaldet sendes til forbrænding med de frasorterede poser.

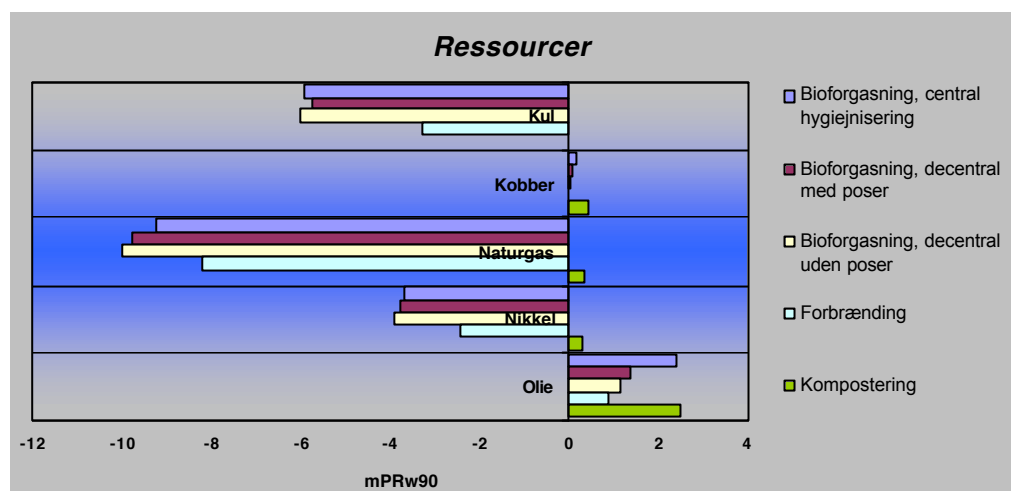
Forskel på central og decentral bioforgasning

Forskellen på central og decentral biogas skyldes hovedsageligt, at bidraget til drivhuseffekt og kronisk og akut økotoksicitet til vand er større ved biogas med central hygiejnisering. Drivhuseffekt er større ved den centrale løsning, fordi der bruges mere el og varme i forbindelse med vask af blå 60 liters spande end ved vask af containere, og der er mere transport i forbindelse med indsamling af affaldet ved den centrale løsning. Økotoksicitet er større i scenariet med den centrale hygiejnisering, fordi transporten er større, hvilket er hovedbidrageren til økotoksicitet.

Forskel på bioforgasning og forbrænding

Årsagen til, at decentral bioforgasning falder bedre ud end forbrænding, er, at der fortrænges mere el og varme. Dette er primært på parametrene drivhuseffekt samt økotoksicitet vand kronisk og akut. Dog er forsurening og nærings saltbelastning større ved bioforgasning end forbrænding, hvilket primært skyldes fordampning af ammoniak fra lager og kvælstofudvaskning.

Årsagen til, at central bioforgasning falder værre ud end forbrænding, skyldes miljøeffekterne fra vask af 60 liters spande og fra ekstra transportforbrug set i forhold til den decentrale løsning. Der er ressourcegevinsten ved biogas i forhold til forbrænding, som er mest udtalt i de decentrale løsninger. Forskellen mellem forbrænding og biogas med central indsamling/forbehandling er forholdsvis begrænset (dog med en lille fordel for biogassen). Kompostering er forbundet med et decideret ressourceforbrug og dermed den ressourcemæssigt dårligste løsning.



Tabel 12.12: Vægtede ressourceforbrug for de 5 scenarier.

Såfremt de vægtede ressourceforbrug antages at kunne sidestilles, kan scenarierne rangordnes i følgende rækkefølge:

1. Bioforgasning, decentral uden poser
2. Bioforgasning, decentral med poser
3. Bioforgasning, central hygiejnisering
4. Forbrænding
5. Kompostering

Forskel på de to decentrale biogasløsninger

Forskellen på de to scenarier med biogas med decentral hygiejnisering skyldes, at der netto forbruges mindre kul, nikkel, naturgas og olie i biogasscenariet uden poser. Merforbruget af olie skyldes en mindre mængde fortrængt el og varme, hvilket skyldes, at 10% af affaldet sendes til forbrænding med de frasorterede poser. Desuden bruges der mere el, og dermed olie, til DeWaster, samt olie til tilvejebringelse af poser. Forskellen i kul, nikkel og naturgas kan tilskrives ovennævnte forskelle i energiforbrug til DeWaster og fortrængt el og varme.

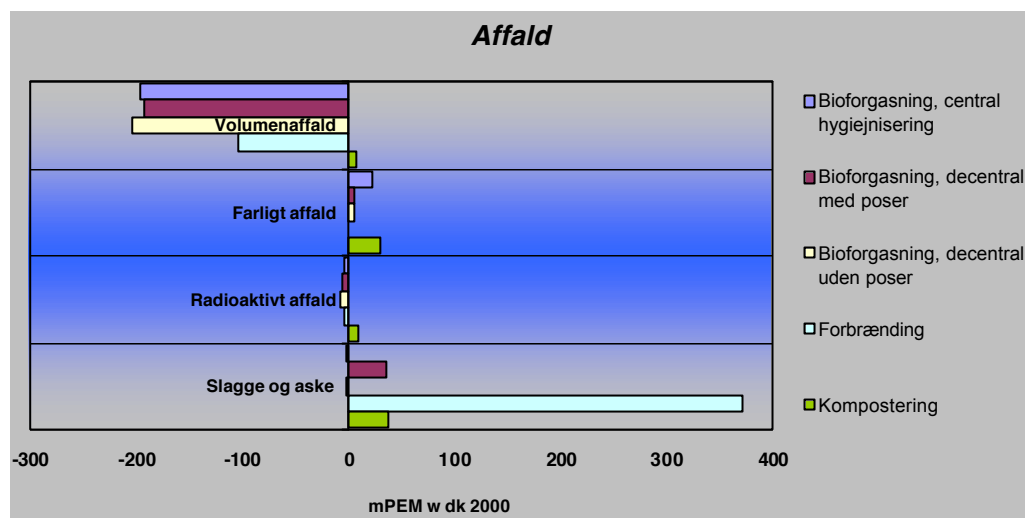
Forskel på central og decentral bioforgasning

Forskellen på central og decentral biogas skyldes hovedsageligt, at der er et større forbrug af olie, samt at der forbruges en mindre mængde naturgas. Forskellen i olieforbruget skyldes dels en større transportafstand ved central indsamling og dels, at madaffaldet skal transporteres fra forbehandlingsanlægget til biogasanlægget. Den mindre mængde naturgas i de decentrale løsninger skyldes, at der ikke er vask af 60 liters spande.

Forskel på bioforgasning og forbrænding

Forskellen på biogasscenarierne og forbrænding skyldes et større nettoforbrug af kul og nikkel ved forbrænding. Årsagen hertil er, at der fortrænges mere el ved bioforgasning end ved forbrænding.

M.h.t. affald er der besparelserne på biogasløsningerne, som primært skyldes mindre volumenaffald ved kulminedrift (i udlandet). Forbrændingsløsningens restprodukter giver et decideret negativt bidrag.



Tabel 12.13: Vægtede affaldsmængder for de 5 scenarier.

Der gøres opmærksom på, at slagge/askemængder (fortrængte) knyttet til biogasløsningerne hovedsageligt genanvendes. De er derfor ikke medtaget i ovenstående figur.

Såfremt de vægtede affaldsmængder antages at kunne sidestilles, kan scenarierne rangordnes i følgende rækkefølge:

1. Bioforgasning, decentral uden poser
2. Bioforgasning, central hygiejnisering og bioforgasning, decentral med poser
3. -
4. Forbrænding, kompostering

Forskel på de to decentrale biogasløsninger

Forskellen på de to scenarier med biogas med decentral hygiejnisering skyldes, at der genereres noget slagge/aske ved biogasscenariet med poser (forbrænding af 10% af madaffaldet), og at der er en lidt større mængde volumenaffald på grund af, at DeWasteren, der frasorterer poser, bruger mere el end neddeleren (volumenaffaldet stammer fra kulminedriften).

Forskel på central og decentral bioforgasning

Forskellen på central og decentral bioforgasning udgøres primært af farligt affald, samt slagge og aske i biogasscenariet med poser. Den større mængde farligt affald skyldes dels en større transportafstand ved central indsamling og dels, at madaffaldet skal transporteres fra forbehandlingsanlægget til biogasanlægget. Farligt affald fra transport stammer fra tilvejebringelse af dieselolie.

Forskel på bioforgasning og forbrænding

Forskellen på biogasscenarierne og forbrænding udgøres primært af slagge og aske samt volumenaffald, hvor sidstnævnte stammer fra kulminedrift. Den store mængde producerede slagge og aske stammer fra forbrændingsprocessen.

13 Følsomhedsvurdering og sammenfatning

13.1 Sammenfatning på resultater af LCA-screeninger

I det følgende refereres til de 3 figurer i afsnit 12.6 om sammenligning af de fem scenarier.

Sammenstilling af miljøeffekter:

Der er miljømæssige fordele på alle løsninger bortset fra kompostering. Som det fremgår, giver kompostering anledning til en stor miljøbelastning primært i form af ammoniakfordampning og kvælstofudvaskning.

Biogas som *behandlingsmetode* er en lidt bedre løsning end forbrænding, primært fordi den fortrænger flere miljøeffekter på grund af en større elproduktion.

Indsamlings- og forbehandlingssystemet i biogasløsningen er imidlertid af betydning. En decentral løsning med madaffaldet uemballeret i containere har den bedste profil på miljøeffekter, mens biogasløsningen med central indsamling med spande faktisk ser ud til at have en lidt ringere miljøprofil end forbrænding.

M.h.t. biogasløsningerne er det imidlertid også af betydning, at gasproduktionen og bidragene til næringssaltbelastning og forsurening fra ammoniakfordampning fra lager, kvælstofudvaskning m.v. kan fastholdes på det forudsatte niveau.

Sammenstilling af ressourceforbrug:

M.h.t. vægtede ressourceforbrug er forskellen mellem forbrænding og biogas med central indsamling/forbehandling forholdsvis begrænset (dog med en lille fordel for biogassen). Ressourcegevinsten ved biogas i forhold til forbrænding er mest udtalt i de decentrale løsninger.

Kompostering er forbundet med et decideret ressourceforbrug og dermed den dårligste løsning.

Sammenstilling af affald:

M.h.t. affald er der besparelserne på biogasløsningerne, som primært skyldes mindre volumenaffald ved kulminedrift (i udlandet). Forbrændingsløsningens restprodukter giver et decideret negativt bidrag. Askeindholdet i madaffaldet udgør her hovedparten af slagge/askemængden. Slagge/aske er isoleret set ikke så problematisk som slagge/aske fra forbrænding af gennemsnitligt affald, dog vil tungmetallindhold fra madaffaldet (som eksempelvis cadmium) i en vis udstrækning koncentreres i disse restprodukter. Det er naturligvis sammenblandet med hhv. slagge og aske fra forbrænding af øvrigt affald. Slaggen kan genanvendes i visse byggeanlægsprojekter, men der er ret store problemer med at få den afsat, hvorfor den i en vis udstrækning oplagres midlertidigt eller deponeres. Flyveasken skal deponeres.

Endvidere er der en mindre slammængde fra røggasrensningen, som ligeledes indeholder en del af de tungmetaller, der måtte være i madaffaldet.

Samlet vurdering:

Kompostering er en ressource- og miljømæssigt dårlig løsning, også for køkkener i fjerntliggende områder.

Biogas som behandlingsmetode er bedre end forbrænding indenfor såvel miljøeffekter, ressource og affald (hvis de forventede niveauer for energiproduktion på baggrund af madaffaldet og ammoniakfordampning fra lager m.v. kan opretholdes).

Indsamlings- og forbehandlingssystemet i biogasløsningen er imidlertid af betydning.

Forskellen på forbrænding og biogas med central indsamling/forbehandling er marginal m.h.t. miljøeffekter og ressourceforbrug, mens den centrale biogasløsning er klart bedre end forbrænding på affaldsområdet.

De decentrale biogasløsninger (og især løsningen uden poser) vurderes at være bedre end forbrænding på ressource- og affaldsområdet, og også med hensyn til miljøeffekter, såfremt de tidligere nævnte niveauer kan opretholdes.

Disse forhold vil blive checket efter i en følsomhedsvurdering.

13.2 Følsomhedsvurdering

I det følgende er redegjort for de parametre, som vurderes at kunne variere mest i LCA-screeningerne. Der er gennemført følsomhedsvurderinger i SimaPro på parametrene interval-yderpunkter.

Energiproduktion i biogasløsninger

Det teoretiske gaspotentialer i storkøkkenaffaldet er udregnet på baggrund af kemisk analyse af affaldet fra PNA. Den kemiske analyse er et gennemsnit af stikprøver udtaget over længere tid af det tryksteriliserede affald. På baggrund af udrådningforsøg udført i forbindelse med projektet er det vurderet, at der kan opnås en nedbrydningsgrad på 90 % af det varmebehandlede affald (70 ° C, 1 time) i et biogasanlæg med 14 dages opholdstid. Intervallet til følsomhedsvurderingen er fastsat på baggrund af forventede variationer i opholdstiden i de enkelte anlæg. (Opholdstiden påvirker nedbrydningsgraden). Intervallet for nedbrydningsgraden er fastsat til fra 85 – 95% forventet nedbrydning.

Interval for gaspotentialer er på denne baggrund sat til 17.200 - 19.200 Nm³ CH₄/t TS.

Virkningsgraden på el er sat til 37% (vurderes at kunne variere mellem 35-39%). I (DTU,2002) anvendes værdier, der ligger i den høje ende af intervallet.

I beregningerne i følsomhedsvurderingen er de lave værdier anvendt sammen og tilsvarende er de høje værdier.

Udslip af metan og lattergas i biogasløsninger

Såvel metan som lattergas er væsentlige bidragsydere til drivhuseffekt. I følsomhedsvurderingen indgår disse derfor i samme beregning.

Methan fra lager er sat til 16 kg/t TS (usikkerhed +/- 25%) methan/t TS	interval:	12-20
Methan fra motor er sat til 5,5 kg/t TS g/t TS	interval	2-9
I alt TS	interval	14-29 kg methan/t
Lattergas v. udbringning er sat til 0,15 kg N ₂ O/t TS N ₂ O/t TS (usikkerhed +/- 25%)	interval	0,11-0,19 kg

Ammoniakfordampning i biogasløsninger

Ammoniakfordampning fra lager er sat til 4% TS (variation +/-2%) af N-indhold svarende til 1,6 kg NH₃/t.

Interval: 0,8-2,4 kg NH₃/t TS

Ammoniakfordampning fra udbringning er sat til 10% (variation sættes til 5-15% på baggrund af et groft skøn) af N-indhold svarende til ca. 4 kg NH₃/t TS. Interval: 2-6 kg NH₃/t TS

I alt anvendes et på interval 3-9 kg NH₃/t TS.

N-udvaskning biogasløsninger

Intervaller sættes til +/- 20%.

Energiproduktion på forbrændingsanlæg

Ved høj værdi forudsættes anvendt et fedtindhold på 78 kg/ton.

Elproduktion (når egetforbrug ikke er fratrukket): 3.870 MJ/t TS

Varmeproduktion : 11.200 MJ/t TS

Ved lav værdi forudsættes en lidt lavere virkningsgrad på el og ingen kondensering. Elproduktion: sættes til 24% (i forvejen sat til 26%, på nyt anlæg i Esbjerg er den eksempelvis 25%) : 3.280 MJ/t TS (egetforbrug er ikke fratrukket).

Varmeproduktion: 8.750 MJ/t TS.

Transport

Madaffald til forbrænding sættes til samme værdi som decentral indsamling, da det ved indsamling til forbrænding også kan blive aktuelt med separat indsamling af madaffaldet. Samtidig forudsættes indsamlingsfrekvensen at blive lavere i de centrale løsninger end den nuværende.

I de centrale biogasscenarier og forbrændingsscenariet sættes transport skønsmæssigt til 5 liter/ton svarende til 19 liter/t TS (i stedet for hhv. 4 liter/ton for forbrændingsscenariet og 7,5 liter/ton for biogasscenarierne).

Resultater af følsomhedsvurdering

På ressourcesiden og affaldssiden ændrer de gennemførte følsomhedsvurderinger på ovennævnte parametre ikke på resultaterne. Her er alle biogasløsningerne fortsat bedre end forbrænding.

I nedenstående behandles derfor resultater fra følsomhedsvurderingerne, der omhandler miljøeffekter ekskl. affald. Vedrørende miljøeffekter har de afprøvede yderpunkter på de ovennævnte parametre visse steder nogen indflydelse på resultaterne. Af tabel 13.1 fremgår en oversigt over resultaterne. For hver situation er

anført, om det er biogas (B) eller forbrænding (F), der er mest fordelagtig. Hvis de tilnærmelsesvis kan sidestilles, anføres B/F (hvis forskellen er mindre end 10 mPEMw dk 2000) og et lille b eller f, hvis forskellen ligger udover dette, men ellers ikke er så markant. Nedenstående vurdering er under forudsætning af, at de vægtede miljøeffektpotentialer (emissioner) sidestilles.

Biogasløsningen med central indsamling/forbehandling er i LCA-screeningerne mindre fordelagtig end forbrænding m.h.t. miljøeffekter. Som det fremgår af tabellen, understøtter følsomhedsvurderingen dette resultat, dog vil biogas og forbrænding være stort set lige fordelagtige (m.h.t. miljøeffekter) i situationer med høj energiproduktion på biogasanlæg hhv. lav værdi for ammoniakfordampning fra lager/udbringning.

Den decentrale løsning uden poser er i LCA-screeningerne mere fordelagtig end forbrænding m.h.t. miljøeffekter. Følsomhedsvurderingen understøtter dette resultat, dog vil en situation med meget høj ammoniakfordampning (fra lager/udbringning) kunne gøre forbrænding mere fordelagtig. Af tabel 13.1 ses også, at regnskabet tipper til en lille fordel for forbrænding i en situation med meget lav energiproduktion på biogasanlægget.

Den decentrale løsning med poser er i LCA-screeningerne mere fordelagtig end forbrænding m.h.t. miljøeffekter. Følsomhedsvurderingen giver imidlertid et lidt blandet billede. Udover at regnskabet vil "tippe" i de samme situationer som for den decentrale løsning uden poser, vil biogas og forbrænding stort set være lige fordelagtige i situationer med høj værdi for emission af metan og lattergas samt høj energiproduktion ved forbrænding.

13.3 Samlet konklusion

På baggrund af LCA-screeningerne og følsomhedsvurderingen kan følgende konkluderes:

Kompostering er en ressource- og miljømæssigt dårlig løsning, også for køkkener i fjerntliggende områder.

Vedrørende ressourcer er der en gevinst ved biogas set i forhold til forbrænding. Denne er mest udtalt i de decentrale biogasløsninger.

Vedrørende miljøeffekter vurderes biogasløsningen uden poser at være lidt bedre end forbrænding, mens biogasløsning med central indsamling og forbehandling er lidt dårligere end forbrænding. Biogasløsningen med poser ligger imellem disse niveauer. Resultaterne på miljøeffekter er især følsomme overfor niveauet for ammoniakfordampning og energiproduktion på biogasanlægget.

Vedrørende affald er alle biogasløsninger klart mere fordelagtige end forbrænding.

Lokale forhold vil kunne have betydning. Eksempelvis at der (jf. kapitel 4.3) især indenfor de nærmeste år ikke er tilstrækkelig kapacitet på forbrændingsanlæg med kraftvarmeproduktion i alle dele af landet, hvorfor der i disse tilfælde så kun vil produceres varme på baggrund af madaffaldet. Dette vil have væsentlig indflydelse på resultaterne til fordel for biogasløsningerne i disse områder.

Der er også andre forhold som virkningsgrad på hhv. forbrændingsanlæg og biogasanlæg, der er af relativt stor betydning for resultaterne, og som vil kunne variere mellem forskellige anlæg og fra lokalitet til lokalitet.

Et andet lidt mere indirekte forhold, som evt. også bør indgå i overvejelserne, er, at en øget mængde organisk affald til bioforgasning formentlig også vil betyde, at en større mængde gylle vil blive bioforgasset, hvilket reducerer miljøpåvirkninger fra gylle.

Opsummerende kan konkluderes, at generelt set vil anvendelse af madaffald til biogas være mere fordelagtig end forbrænding m.h.t. ressourceforbrug og affald, og at billedet er mere blandet med hensyn til miljøeffekter. Den endelige afvejning og konklusion på LCA-screeningerne (miljøvurderingerne) afhænger således af, hvor stor en vægt, besparelserne (de sparede belastninger) på især affaldsområdet men også på ressourceområdet skal tillægges i de respektive biogasløsninger set i forhold til de situationer, hvor miljøeffekterne tipper over til fordel for forbrænding. Lokalt kan der være forhold, der ændrer væsentligt på billedet.

Miljøeffektpotentialer	Sammenstilling af biogas med central indsamling/forbehandling med forbrænding		Sammenstilling af biogas med decentral indsamling (med poser) med forbrænding		Sammenstilling af biogas med decentral indsamling (uden poser) med forbrænding	
	Høj værdi	Lav værdi	Høj værdi	Lav værdi	Høj værdi	Lav værdi
Resultat af LCA-screeninger	F		B		B	
Følsomhedsvurdering	Høj værdi	Lav værdi	Høj værdi	Lav værdi	Høj værdi	Lav værdi
1. Energiproduktion fra biogas	Lille b	F	B	Lille f	B	Lille f
2. Methan og lattergas	F	Lille f	B/F	B	Lille b	B
3. Ammoniak-fordampning	F	B/F	F	B	F	B
4. Kvælstofudvaskning	F	F	Lille b	B	B	B
5. Energiproduktion fra forbrænding	F	Lille f	B/F	B	Lille b	B
6. Brændstofforbrug til transport	Denne ændring af brændstofforbruget betyder, at den oprindelige forskel på miljøeffekter (fortrængte) på løsningerne med decentral indsamling til biogas set i forhold til forbrænding bliver ca. dobbelt så stor (til fordel for biogassen).					

F: Forbrænding er fordelagtig

B: Biogas er fordelagtig

Tabel 13.1: Resultater fra følsomhedsvurdering indenfor miljøeffektpotentialer ekskl. affald.

Bilag 1: Fortrængt fjernvarme

Fortrængt fjernvarme

Vedrørende de fortrængte mængder varme er det væsentligt at identificere de brændsler/teknologier, der fortrænges ved øgede affaldsmængder til affaldsforbrænding. I tidligere undersøgelser har man fortrængt individuelle oliiefyr ved øget fjernvarmeproduktion. Dvs. at en øget produktion medfører, at forsyningsoplandet for en fjernvarmeproducent udvides. I dag forholder dette sig imidlertid ikke sådan. I dag er det stort set udelukkende ved nybyggeri, at flere enheder bliver tilsluttet fjernvarmenettet (DFF, 2002). Således er det fjernvarmeproduktionen, der tilpasses forbruget, og ikke øget varmeproduktion, der medfører udvidelse af forsyningsområdet, eller øget markedsføring af fjernvarme. En øget indførsel af brændsel i et forbrændingsanlæg vil altså medføre, at fjernvarmeforsyningen skal reguleres af de øvrige fjernvarmeproducerende teknologier i området.

Forbrændingsscenarie

De lokale fjernvarmeteknologier er således vigtige at få afdækket, da den fortrængte fjernvarmeproduktion er afhængig af de strukturmæssige grænser i varmforsyningen. Dette har indflydelse på, hvor store de fortrængte miljøeffekter og ressourceforbrug er ved disponering af madaffald til forbrænding. Den fortrængte varme ved afbrænding af madaffald på forbrændingsanlæggene er detailundersøgt. Dvs. at hver af de 31 forbrændingsanlæg er undersøgt med hensyn til, hvilken beliggenhed de har, og hvilken øvrig varmforsyning der er dominerende i det pågældende område.

Først undersøges det dog, i hvor stort et omfang de fjernvarmeproducerende forbrændingsanlæg er tvunget til at bortkøle varme om sommeren pga., at der ikke er mulighed for at balle affaldet. Dette er ligeledes vigtigt at få afklaret, da der ellers kan være tvivl om, hvorvidt der reelt fortrænges nogen mængde fjernvarme, eller om den øgede produktion blot bortkøles.

Datagrundlaget i undersøgelserne er dels Miljøstyrelsen, 2001a, som omhandler fremtidige kapaciteter på forbrændingsanlæg, dels forespørgsler på EnergiDatas kortserver på Energistyrelsens hjemmeside. Af figur 1 fremgår undersøgelsens resultater.

Lokal marginal teknologi	Antal Forbrændings-Anlæg	Varmeproduktion (GJ)	Bortkølet varme (GJ)	Bortkølet andel af varme på enheder (%)	Elproduktion (GJ)	Samlet produktion (GJ)
Kul	6	5.021.411	10.155	0,2	2.724.064	7.745.475
Naturgas	18	11.250.704	698.063	6,2	2.655.471	13.906.175
Biomasse	2	1.773.809	160.866	9,1	538.621	2.312.430
Indiv. Oliiefyr	1	160.700	24.105	15,0	0	160.700
Usikkert	4	931.524	194.685	20,9	146.635	1.078.159
Summe	31	19.138.148	1.087.874	5,7	6.064.791	25.202.939

Figur 1 Værdier for produktion er baseret på indberetninger fra de enkelte forbrændingsanlæg (Miljøstyrelsen, 2001a). Den marginale teknologi er baseret på oplysninger om hovedteknologien i fjernvarmeforsyningen, hvor det enkelte forbrændingsanlæg er placeret (Energistyrelsen, 2002).

Af undersøgelsen ses det, at den bortkølede andel af forbrændingsanlæggenes fjernvarmeproduktion samlet set udgør 5,7 %. Denne værdi er som nævnt baseret

på anlæggenes egne indberetninger og ikke på skøn. Ifølge DFF, 2002 er 5,7 % bortkølet varme realistisk på landsbasis. Det er især i områder, hvor fjernvarmeforsyningen ikke er baseret på kul, at forbrændingsanlæggene bortkøler varme.

Ved det største antal forbrændingsanlæg og de største mængder fjernvarme fra forbrændingsanlæg er de øvrige producenter i området kul- og naturgasbaserede producenter. I områder med disse to teknologier udgør de bortkølede mængder på forbrændingsanlæggene 4,4 %.

Som det fremgår, udgør naturgasteknologi den største del af de øvrige fjernvarmeforsyninger i områder med forbrændingsanlæg på landsbasis. Desuden er de bortkølede mængder store i forhold til kulteknologi. Disse to forhold hænger dels sammen med, at der er mange små fjernvarmeforsyninger, som tilsammen udgør en stor del af fjernvarmemængden, og dels med at det kan være svært at afsætte hele sin fjernvarmeproduktion på forbrændingsanlæggene i små forsyningsområder.

Anden del af denne undersøgelse skal som sagt afdække, hvilke fjernvarmeteknologier der er marginale i områderne, hvor forbrændingsanlæggene er placerede. Af figur 2 ses opgørelsen på baggrund af databehandling af opgørelsen i figur 1.

Lokal marginal teknologi	Netto-varmeproduktion (GJ)	Marginal teknologi andel af den samlede nettovarmeproduktion (%)	Anvendt andel af marginal teknologi i LCA-screening. (%)
Kul	5.011.256	27,8	30
Naturgas	10.552.641	58,5	70
Biomasse	1.612.943	8,9	-
Indiv. Oliefy	136.595	0,8	-
Usikkert	736.839	4,1	-
Summe	18.050.274	100	100

Figur 2, Netto varmeproduktionen udgør den samlede fjernvarmeproduktion, fratrukket den bortkølede fjernvarmeproduktion. Fordelingen mellem fjernvarmeteknologierne er angivet i procenter.

Fjernvarmeproduktionen på forbrændingsanlæg i områder, hvor der er kulfyrede anlæg, udgør ca. 28 % af den samlede fjernvarmeproduktion på forbrændingsanlæg. For naturgasteknologi er denne værdi ca. 59 %. Af de to teknologier har kulbaserede fjernvarmeforsyninger de største miljøeffekter og ressourceforbrug.

I LCA-screeningen af disponering af madaffald til forbrænding vurderes det på baggrund af nærværende undersøgelse, at fjernvarmeproduktionen på forbrændingsanlæg fortrænger 30% fjernvarme produceret på kulteknologi og 70% fjernvarme baseret på naturgasteknologi. Denne vurdering er baseret på følgende:

Forsyningsområdet udvides ikke ved øgede brændselsmængder, jf. ovenstående afsnit.

De bortkølede mængder er minimale i forhold til den samlede fjernvarmeproduktion, hvorfor der ses bort fra dette.

Biomasse udgør en prioriteret forsyningsteknologi, hvorfor det antages, at man vil bestræbe sig på at fortrænge andre energikilder end biomassen. Derfor indgår dette ikke i de fortrængte mængder fjernvarme for forbrændingsscenariet.

De anlæg, hvor det er usikkert, hvilke teknologier der udgør den øvrige fjernvarmeforsyning i området, udgøres sandsynligvis af enten biomasse-, geovarme- eller

naturgasteknologi. Dette udgør dog en begrænset del af den samlede fjernvarmeforsyning i områder med forbrændingsanlæg, hvorfor der ses bort fra dette.

I Esbjerg er eksempelvis et nyt forbrændingsanlæg projekteret. Dette vil være i et område, hvor der i øvrigt er fjernvarme baseret på kulteknologi (Energistyrelsen, 2002). Dette anlæg vil betyde, at en del forbrændingsanlæg i naturgasfyrede områder vil lukke, samt at de fortrængte fjernvarmemængder baseret på kulteknologi vil øges. Imidlertid foregår der i øjeblikket omlægninger af de kulfyrede anlæg, så der kommer øgede mængder af biomasse i stedet for kul (DFF, 2002). Dette er dog stadig på forsøgsbasis og stadig i små mængder.

På sigt er det altså muligt, at biomasseteknologi vil blive mere dominerende, og således sætte tvivl om, hvilken fjernvarmeteknologi der fortrænges. Dette vurderes dog ikke at være tilfældet indenfor en overskuelig tidshorisont, dels pga. at der stadig er store mængder ikke-prioriterede forsyningsformer, som bør fortrænges først, dels pga. at det er politisk bestemt, at affaldsmængder til affaldsforbrænding på sigt skal minimeres.

Biogasscenarie

Ved opførelsen af de eksisterende 20 biogasanlæg har varmen fra kraftvarmemotoren enten erstattet naturgas i naturgasfyrede kraftvarmeværker, olie i enten lokalt varmecentral eller i husstande, da der ved nogle mindre værker er anlagt et fjernvarmenet sammen med biogasanlægget.

1. juli 1997 blev der lavet en tillægsaftale til Biomasseaftalen, pkt. 2 angående det decentrale kraftvarmeområde. Forligspartierne i Folketinget aftalte her, at der skulle åbnes for bl.a. biogas i naturgasområderne. Det hedder i aftalen, at "kommunalbestyrelserne skal indpasse biogas, lossepladsgas og andet forgasset biomasse i den kommunale varmforsyning, såfremt der er lokalt ønske herom, og såfremt fjernvarmeværket kan erhverve gasser til priser, der ikke adskiller sig væsentligt fra prisen på den forsyning, fjernvarmeværket ellers har adgang til."

Som tidligere nævnt foregår der i dag en begrænset udbygning af fjernvarmenettet (DFF, 2000) og en evt. kommende udbygning af biogasanlæg eller en forøget gasproduktion på eksisterende biogasanlæg anses derfor sandsynlig primært at være i områder, hvor varmen kan afsættes i eksisterende fjernvarmenet i forbindelse med decentralt naturgasfyrede værker.

I LCA-screeningen af disponering af madaffald til biogas vurderes det på baggrund af ovenstående forhold, at fjernvarmeproduktionen på baggrund af biogas fortrænger fjernvarme baseret på naturgasteknologi.

Bilag 2: Teoretiske gaspotentialer

Prøve til udrådningsforsøg	Procent	Procent af TS	Procent af VS	kg pr ton VS	m ³ CH ₄ /kg VS	Nm ³ CH ₄ /t VS	Nm ³ CH ₄ /t TS
Tørstof	22,1						
Råaske	2,2	10,15					
Råfedt	4,5	20,40	22,70	227,04	1,014	230	212
Råprotein	5,6	25,57	28,46	284,56	0,496	141	130
Svagt omsættelige kulhydrater	0,7	3,22	3,58	35,82	0,415	15	14
Let omsættelige kulhydrater	9,0	40,66	45,26	452,57	0,373	169	155
Sum		100,0	100,00	1000,00		555	510
VS	19,8						
Forventet omsætning						0,9	0,9
Sum						500	459

Teoretisk gaspotentialer baseret på sammensætning af prøve fra udrådningsforsøg

PNA tal	Procent	Procent af TS	Procent af VS	kg pr ton VS	m ³ CH ₄ /kg VS	Nm ³ CH ₄ /t VS	Nm ³ CH ₄ /t TS
Tørstof	26,1						
Råaske	2,1	8,05					
Råfedt	7,8	29,89	32,50	325,00	1,014	330	303
Råprotein	5,6	21,46	23,33	233,33	0,496	116	106
Svagt omsættelige kulhydrater	0,8	3,07	3,33	33,33	0,415	15	13
Let omsættelige kulhydrater	9,8	37,55	40,83	408,33	0,373	152	140
Sum		100	100,00	1000,00		613	562
VS	24,0						
Forventet omsætning						0,9	0,9
Sum						552	506

Teoretisk gaspotentialer for madaffaldet hvor sammensætningen er baseret på PNA' indholdsgaranti.

Bilag 3: Udrådningforsøg

Udrådningstest på Storkøkkenaffald.

Indledning:

I forbindelse med Miljøministeriets undersøgelse af muligheder for anvendelse af storkøkken affald til bioforgasning skal der i samarbejde med Niras foretages en bestemmelse af biogaspotentiale i denne type affald.

En vigtig del af undersøgelsen går ud på at vurdere forskellige typer forbehandling i forbindelse med omsætningshastighed og omsætningsgrad af det organiske stof.

Indsamling af affaldet

Affaldet er indsamlet over tre dage, hvor der for hver dag er udtaget en prøve på ca. 15 l fra tankvogn. Dvs. 3 X 15 l storkøkkenaffald.

Ved visuel vurdering blev det konstateret, at hvert enkelt læs virkede homogent. Det vurderes derfor, at det har været realistisk, at udtage repræsentative prøver. I hvert læs kan der være enkelte elementer, som ikke er opblandet fx halve appelsinskaller, østersskaller, større grisekyllingebeben. Men selvom disse elementer fremtræder tydeligt i den ellers homogene "suppe" vurderes elementerne kun at udgøre en meget lille procentdel af den samlede mængde affald.

Ved sammenblanding af de tre prøver vurderedes det derfor, at der kan udtages en repræsentativ prøve til undersøgelsen.

Forbehandling af prøve

Ved sammenblanding af de indsamlede prøver har det været muligt at omrøre og neddele det indsamlede storkøkken affald. Resultatet var en homogen prøve, hvor der kunne findes enkelte elementer, der ikke kunne opblandes/neddeles med det anvendte udstyr (fx flæskesvær, 2 østersskaller, grisebeben, ½ appelsinskald)

På trods af de få større stykker må det konkluderes, at det var muligt at udtage en homogen prøve til videre analyse.

Opsætning af forsøg

Selve forsøget gennemføres med tre forskellige typer behandling af storkøkkenaffaldet:

- Ubehandlet (neddelt ved omrøring)
- Hygiejniseret, 70 ° C i en time
- Tryksteriliseret, 121 ° C i 30 min

Desuden sættes der en prøve over med destilleret vand som kontrol af gaspotentiale i podemateriale.

Der sættes således 12 (4 x 3) batch flasker over til udrådningstesten.

Der er målt TS/VS på prøverne med følgende resultat:

TS = 220,65 g/kg
 VS = 198,22 g/kg (Målt THA)

Gaspotential af det undersøgte affald bestemmes som forskellen i den methan der er produceret i henholdsvis batch med affald og kontrolbatch. Methanproduktionen sættes i forhold til den tilførte mængde VS i det undersøgte affald. Gaspotentialet får følgende enheden [ml CH₄/gVS tilført].

Podemateriale stammer fra en laboratorium kontrol reaktor, hvor der anvendes kvæggylle i en CSTR (Continuous Stirred Tank Reactor). Temperaturen er 55° C og opholdstiden 15 dage.

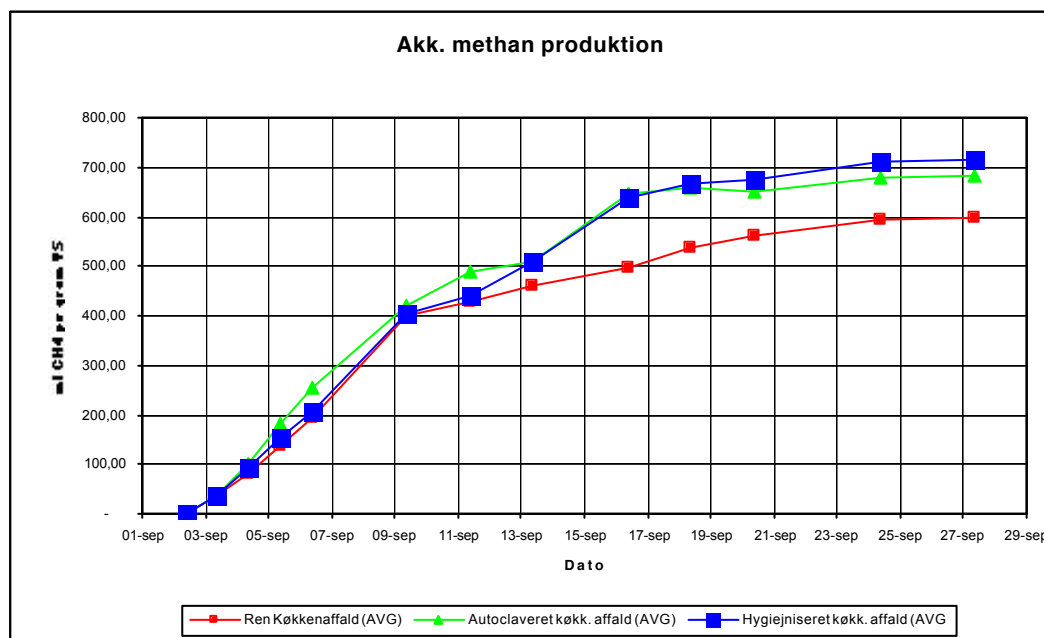
Test

På baggrund af data fra batchudrådninger for de tre forskellige typer storkøkkenaffald er der opnået følgende resultater:

Tabel 1: Test parametre og opnåede resultater

Test Parametre:	Resultater		
	Ubehandlet	Hygiejniseret	Trykbehandl.
Affaldstype:			
GVS [ml CH ₄ /g VS]:	599	717	674
m ³ methan/ton affald:	119	142	134
Varighed af test [days]	25	25	25
Temperatur i test [°C]	55	55	55

Forløbet af udrådningstesten ses grafisk i figur 1, hvor hver enkelt kurve repræsenterer gennemsnittet af tre uafhængige batch. Der er kontinuerligt fratrukket den mængde methan, der er produceret i kontrolbatch:



Figur 1: Gennemsnitlig akkumuleret methanproduktion, hvor methanproduktion i kontrol er fratrukket.

Ved en efterfølgende undersøgelse af den organiske sammensætning af affaldet er der opnået følgende analyseresultater:

Tabel 2: Sammensætning af det organiske materiale og vurdering af det teoretiske gaspotentiale

Indhold	% af prøve	% af VS	Gaspotentiale	Vægtet gaspot.
	[%]	[%]	[ml CH ₄ /gVS]	[ml CH ₄ /gVS]
TS	22,06	-	-	-
VS	19,82	-	-	-
Råaske	2,24	-	-	-
Fedt	4,5	22,7	1014	230
Protein	5,64	28,46	496	141
Svært nedbryd. Kulhydrat	0,71	3,58	415	15
Let nedbryd. Kulhydrat	8,97	45,26	373	169
Sum	-	100	-	555

Ud fra analyseresultater af det organiske materiales sammensætning er det muligt at beregne et teoretisk biogaspotentiale, som kan sammenlignes med de opnåede resultater i batch forsøget.

Ved sammenligning ses det, at der opnås udrådning svarende til mere end 100% af det organiske materiale. Det betyder umiddelbart, at det ikke er muligt at drage konklusion om gaspotentiale alene på grundlag af analyseresultater, hvor methanmålingen opfattes som den direkte måling af, hvad der reelt kan produceres på en given affaldstype.

Det høje gaspotentiale fundet i udrådningstesten er et udtryk for en reel methandannelse, hvilket derfor må stamme fra forskel i udrådning af podemateriale mellem kontrol og prøver med affald. Det vurderes derfor, at der opstår synergi effekt mellem podemateriale og tilsat affald. Det betyder, at der opnås bedre udnyttelse af restpotentiale fra podematerialet i de prøver med storkøkkenaffald end de prøver, hvor der kun er tilsat vand som kontrol.

Det kan ikke udelukkes, at der kan være sket en ændring i den organiske sammensætning mellem udtaget prøve til batch og den senere analyse af oprindelig prøve. Prøven har dog været nedfrosset, og er sendt til Eurofins i frossen tilstand og analyse er påbegyndt dagen efter afsendelsen. Fx vil ændring af fordelingen mellem kulhydrat kunne påvirke gaspotentialet.

Det anvendte podemateriale er taget fra en reaktor med kvæggylle som input materiale. Den højere gasproduktion på grundlag af synergi effekt vil derfor kun kunne forventes i anlæg, hvor der netop ikke tilføres andet form for organisk materiale end gylle. Det kan ikke umiddelbart konkluderes, at den samme effekt opnås i biogasfællesanlæg, hvor der tilsættes mange forskellige typer affald og der allerede findes effekt af samudrådning (co-digestion).

For de tre indbyrdes test med storkøkkenaffald vil der dog være tale om den samme tilførsel af organisk materiale, hvorfor forskellen mellem disse prøver alene kan stamme fra forskel i forbehandling. Denne øgede effekt vurderes derfor også at kunne opnås på biogasfællesanlæg ved forbehandling af storkøkkenaffald.

Ved en realistisk vurdering burde der ikke være forskel på de to behandlede prøver (hygiejniseret og tryksteriliseret), hvilket derfor mest skal vurderes som en indikation af usikkerhedsniveauet ved bestemmelsen end en reel forskel i forbehandlingsmetoden. Man kan dog ikke udelukke, at den højere temperatur i tryksterilisationen evt. medfører, at flygtige organiske forbindelser overgår fra væskefasen til gasfasen og derved tabes som biogaspotentiale.

På grundlag af de opnåede resultater vurderes det således, at der kan opnås op mod 10 – 15% forbedret biogasproduktion af storkøkkenaffald, hvis der sker en termisk forbehandling af affaldet.

Ved sammenligning af kurveforløbet fra de tre udrådningforsøg ses det tydeligt, at der efter ens omsætning af det let omsætteligt organisk materiale sker en bedre udnyttelse af svært nedbrydeligt organisk materiale i de to forsøg med forbehandlet affald, formentlig på grund af en bedre enzymatisk hydrolyse.

Konklusion

Der er gennemført batchudrådning til bestemmelse af biogaspotentiale på storkøkkenaffald indsamlet ved Daka Ortved (ved Ringsted).

I testen er det undersøgt, om der sker ændringer af biogaspotentialet, når der sker hygiejnisering som forbehandling af affaldet.

Der er opnået følgende biogaspotentialer i forsøget:

- **Ubehandlet affald:** **599 ml CH₄/gVS tilført**
- **Hygiejniseret affald:** **717 ml CH₄/gVS tilført**
- **Tryk Steriliseret affald:** **674 ml CH₄/gVS tilført**

Ud fra resultaterne konkluderes det, at der kan opnås et højere methanudbytte af storkøkkenaffaldet ved termisk forbehandling i forhold til ubehandlet affald. Det øgede udbytte vurderes til at være i omkring 10 %, hvor det især er den hydrolyserbare fraktion af organisk materiale, der udnyttes bedre.

Der er uoverensstemmelse mellem det faktiske biogaspotentiale målt i udrådningstesten og det teoretisk beregnede biogaspotentiale.

Det vurderes, at forskellen opstår på grund af bedre udnyttelse af restpotentiale i podemateriale for de prøver der indeholder storkøkkenaffald i forhold til kontrol batch. Samtidig kan det ikke afvises, at der er sket mikrobiel omsætning i den prøve, hvor den organiske sammensætning er målt, da undersøgelsen er foretaget efter, at der har været udtaget prøver til gaspotentiale og interne analyser på DTU.

Kritisk gennemgang af projektet

"Alternative muligheder for disponering af madaffald fra storkøkkener".

Af Per Christensen, Professor

Som aftalt med Miljøstyrelsen og NIRAS A/S har der været foretaget en løbende og interaktiv kommentering på projektet om "Alternative muligheder for disponering af madaffald fra storkøkkener", hvor der er foretaget en livscyklussscreening af forskellige scenarier for håndtering af storkøkkenaffaldet.

Projektet startede op i forsommeren 2002, og gennem specielt september og oktober deltog jeg i en række møder omkring projektets tilrettelæggelse og beskrivelse af de systemer, der skulle arbejdes med. I den forbindelse blev en række emner diskuteret, og resultaterne af disse diskussioner fremgår af den færdige rapport. Disse emner berøres i det følgende sammen med reviewet af den færdige rapport.

Formålet med projektet er at få belyst og vurderet de miljø- og energimæssige forhold ved fremtidige disponeringsmuligheder for madaffald for storkøkkener, hvor alternativerne; biogas, kompostering og forbrænding er udvalgt til nærmere analyse.

Projektet skal danne baggrund for og være input til den fremtidige regulering af affaldshåndteringen fra de nævnte storkøkkener. Målgruppen for projektet er således Miljøstyrelsen og andre eventuelle interessenter blandt storkøkkener, driftsanlæg, affaldsselskaber og disses professionelle organisationer.

Afgrænsningen af den funktionelle enhed og beskrivelsen af de systemer, der regnes på, er anset for at være velbegrundede. Systembeskrivelserne tager selvfølgelig udgangspunkt i, at der skal beskrives realistiske fremtidige systemer, som derefter skal miljøvurderes.

I systemafgrænsningerne udelades i enkelte tilfælde miljøomkostningerne ved anlæg eller frembringelse af andre input. Der argumenteres imidlertid for, at dette er af mindre betydning for den samlede vurdering, og i en del tilfælde kan dette oven i købet begrundes ud fra andre foretagne miljøvurderinger.

I flere tilfælde er der indhentet konkrete oplysninger om miljøeffekter fra processer, der ikke tidligere har været beskrevet, som f.eks. spandevask og indhentet ny information om f.eks. biogaspotentialet ved hygiejniseret storkøkkenaffald. Derudover har vi undervejs i processen endvidere diskuteret, hvordan man skulle håndtere merudvaskningen fra tilbageføringen af afgasset storkøkkenaffald til landbrugsjorden.

De datakilder, der benyttes, anses for at være så nye, som det på det foreliggende grundlag har været muligt. De beskriver med andre ord i de fleste tilfælde state-of-the-art viden på områderne, men dermed også i de fleste tilfælde velbeskrevne teknologier. For biogaspotentialet er der dog taget udgangspunkt i de nye erfaringer med hygiejniseringsens virkning.

For en lang række af de data, der bruges omkring transport, effekter af fortrængningen af N- og P-gødning i landbrugssystemet, tages der udgangspunkt i data fra eksisterende kilder/databaser. De foretagne opgørelser må dermed anses for at være state-of-the-art i forhold til beskrivelsen af miljøpåvirkningerne fra sådanne systemer, hvor der indgår organiske fraktioner.

I afgrænsningen af systemerne foretages der enkelte allokeringer, blandt andet den klassiske omkring substitueringen af el- og varmeproduktion fra konventionelle kraft/varmeverker. Det skønnes, at disse er lavet fuldt forsvarligt, idet der er taget udgangspunkt i de forslag til allokeringer, der er angivet i ELSAM's projekt om LCA på danske energiformer (ELSAM A/S: Livscyklusvurdering af dansk el og varme, 2000). Det kunne dog her have været på sin plads at inddrage nyere overvejelser omkring brugen af "systemudvidelse" til løsning af allokeringproblemet som foreslået af Bo Weidema, men det har ikke været skønnet muligt inden for den tidsramme, der er til rådighed, lige såvel som denne metode stadig er i sin vorden og dermed ikke gængs praksis.

Gennemførelsen af beregningerne er foretaget i SimaPro med delvis anvendelse af data fra nogle af de medfølgende databaser. Derudover er der hentet data ind fra danske databaser (UMIP). Brugen af SimaPro forekommer berettiget som det eneste reelle alternativ til UMIP's beregningsværktøj i dag. Rent metodisk er der dog taget udgangspunkt i UMIP-metoden, med brug af dens karakterisering og normalisering, da disse beregningsmåder i dag er mulige at anvende i SimaPro. Projektet følger på denne måde gængs praksis i Danmark i dag.

En række af de beregningsgange, der er foretaget i de enkelte scenarier, er efterprøvet, og der er ikke umiddelbart fundet fejl i den færdige version af rapportens analyser, udover hvad der kan tilskrives de sædvanlige uheldige småfejl i UMIP-databasen.

Opstillingen af resultaterne af livscyklusscreeningen i rapportens kapitel 12 kunne vinde ved en ganske kort opsummering af hovedtendenserne i det pågældende scenarier miljøbelastninger, inden man går over til at beskrive, hvilke processer der bidrager til de enkelte miljøeffekter. Er det betimeligt, at alle miljøeffekter og ressourceforbrug beskrives for hvert scenarie, også selv om der ikke er ret store effekter?

I kapitel 12.6, hvor de 5 scenarier sammenlignes, foretages en sober konklusion på de 5 scenarier, med hensyn til såvel miljøeffekter, som ressourceforbrug og affaldsdannelse. De sammenfattende konklusioner vurderes at være sobere og i overensstemmelse med opgørelser og vurderinger, der er foretaget i rapporten.

En diskussion af at foretage en vægtet (men ikke direkte adderet) opgørelse af miljøeffekter og ressourceforbrug kunne være taget, ihukommende at der til stadighed er debat om betimeligheden af netop dette skridt i vurderingen af resultaterne fra en LCA. Der kunne i forlængelse heraf også være foretaget en vurdering af, om de valgte vægtningsfaktorer har nogen betydning for det endelige resultat.

Vurderingen af resultaterne er understøttet af en følsomhedsvurdering. I denne medtages de væsentligste processer, der kan afstedkomme, at nogle af de dragne konklusioner ikke kan holde vand. Følsomhedsvurderingen vurderes at være foretaget på de væsentligste processer, der vil kunne rykke det samlede resultat af livscyklusscreeningen; nemlig gasproduktionens størrelse, udslip af metan og lattergas fra biogasløsninger, ammoniakfordampning og N-udvaskning fra samme, transport og endelig energiproduktion fra forbrændingsanlæg. Med så mange faktorer følsomhedsvurderet kan det være svært at holde et overblik, men det synes jeg lykkes ganske godt med den opstillede tabel i figur 13.1, hvor den parvise sammenstilling af scenarier muliggør, at man kan se, hvilke faktorer der kan medvirke til, at konklusionerne på livscyklusscreeningen forrykker sig. Opsummeringen af følsomhedsvurderingens mulige betydning for resultaterne findes også at være meget sober.

I den foreliggende rapport savner jeg måske en samlet konklusion, der inddrager såvel konklusion (fra kapitel 12) som den foretagne følsomhedsvurdering.

Kilder:

Affaldsteknologi, Thomas H. Christensen, 2001

Baumwal, Mogens, NIRAS, personlig kommunikation, 2002

Bates, personlig kommunikation, 2002.

Birkemose, Thorkild, Landskontoret for Planteavl, personlig kommunikation 2002

BUWAL 250, Ökoinventare für Verpackungen Schiftenreihe Umwelt, 1996, Bern

Cimbria, personlig kommunikation med Per Thostrup, 2002

Cowi, Miljøstyring og transport, Håndbog for små og mellemstore virksomheder, 2002

Dansk Gasteknisk Center, kommunikation med Per G. Kristensen, 2002

Deutz Jernbacher, Materiale om biogasmotorer, 2002.

DFF, 2002, Interview med Karl Helmer fra Dansk Fjernvarme Forening

DJF rapport Husdyrbrug nr. 36, S.G. H.D. Poulsen, CF. Børsting, H.B. Rom, S.G. Sommer,
Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal 2000. November 2001.

DJF Rapport nr. 31 Husdyrbrug, Sven G. sommer, Henrik B. Møller & Søren O. Petersen, "Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasanlæg, Juli 2001.

DJF rapport Husdyrbrug nr. 36, S.G. H.D. Poulsen, CF. Børsting, H.B. Rom, S.G. Sommer,
Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal 2000. November 2001.

DTU, 2002. Basisdokumentation for biogaspotentiale af organisk husholdningsaffald, Miljøstyrelsen DTU-Biogasmodel: Modeldokumentation, scenarier og resultater
Janus Torsten Kirkeby og Thomas H. Christensen, Mijø & Ressourcer
Tore Hulgaard, Rambøll

Elsam A/S m.fl. Livscyklusvurdering af dansk el og varme, 2000.

Energistyrelsen, kommunikation med Søren Tafdrup, 2002

Energistyrelsen, 2002, EnergiData's kortserver (Online) tilgængeligt på
<http://www.ens.dk/sw337.asp> , (download den 13. november 2002)

Ernæring og Reproduktion, Indberetninger fra PNA og Kampas til Landsudvalget for svin – Afdeling for Ernæring og Reproduktion, København, 2002

Eunomia Research & Consulting Ltd., Costs for Municipal Waste Management in the EU.

EUROPA-PARLAMENTETS Og RÅDETS FORORDNING (EF) Nr. 1774/2002 af 3. oktober 2002 om sundhedsbestemmelser for animalske bi-produkter, som ikke er bestemt til konsum.

Falddt, Ib, leverandør af vaskeanlæg, personlig kommunikation, 2002

Fødevarerøkonomisk Institut 2002, Samfundsøkonomiske analyser af biogasfællesanlæg, Rapport nr. 136.

Grønt regnskab fra Daka Ortved

Hedegaard A/S, personlig kommunikation 2002.

Hulgaard, Tore, Vurdering af miljøforhold ved forbrænding af organisk affald notat, Rambøll, 2002

IDEMAT, 2001, Delft University of Technology.

Institut for Produktudvikling m.fl., Udvikling af miljøvenlige industriprodukter, UMIP, 1996.
Jeros 8130

Johnsen Høj, Jens, Landbrugets Rådgivningscenter, personlig kommunikation, 1995.

Daka Ortved/Rovesta miljø I/S, Analyseblanket, 2002

MH Line, Miljødatablad for PE-pose, 1995

Koordineringsudvalget for biogasfællesanlæg, Biogas-handlingsplanen, baggrundsrapport nr. 8, 1991

Kromann, Lisbeth, Livscyklusbaserede miljøvurderinger af organiske restprodukter, 1996.

Landskontoret for Pelsdyrrådgivning, brev af 5. juli 2002 fra Mikael Lassén.

Mikkelsen, Bent Egberg, 1998, Miljøstyring i catering – teknologi, organisation, medarbejdere, Institut for Fødevarerundersøgelser og Ernæring - Veterinær- og fødevarerdirektoratet, Søborg

Miljøstyrelsen, 1999, Affald 21 – Regeringens affaldsplan 1998 – 2004, Miljøstyrelsen, København

Miljøstyrelsen, 2002a, Statistik for madaffald 2000, Miljøstyrelsen, København

Miljøstyrelsen, 2002b – Aalborg Kommune m.fl., Indsamling af organisk affald fra boliger, små erhvervskøkkener og fødevarerforretninger i Aalborg Kommune, 2002.

Miljøstyrelsen, 2001a, Affaldsforbrænding i 2004 og 2008, mængder og kapaciteter, Miljøstyrelsen

Miljøstyrelsen, 2001b, Statistik for behandling af organisk affald fra husholdninger, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen, 2002, Effektiviseringspotentialer på forbrændingsanlæg og deponeringsanlæg i Danmark, Miljøstyrelsen.

Miljøgodkendelse for nyt forbrændingsanlæg, 2002.

PNA, personlig kommunikation, 2002.

PNA, Gennemsnitligt sammensætning af madaffald, 2002.

Ribe Amt, Forslag til Miljøgodkendelse af Affaldsforbrændingsanlæg i Esbjerg, 1999, Ribe

Statens Foderkontrol, 1982, Beregning af handelsfoderstoffernes energetiske værdi, Cirkulære

Topholm, Hans, NIRAS, personlig kommunikation, 1995

Trummer, Dore Ruth, Espergrøde Andelsboligforening, personlig kommunikation, 2002.

VVM-redegørelse for affaldsforbrændingsanlæg i Esbjerg, 1999

Vejleanlægget, personlig kommunikation, 2002.

Vejle Komposteringsanlæg, energiopgørelse, 1994.