

Miljøvurdering af affaldssystemet for dagrenovation i Århus Kommune

Kirkeby, Janus Søgaard; Christensen, Thomas Højlund

Publication date:
2004

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Kirkeby, J. T., & Christensen, T. H. (2004). Miljøvurdering af affaldssystemet for dagrenovation i Århus Kommune. Kgs. Lyngby: Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.

DTU Library

Technical Information Center of Denmark

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

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

Miljøvurdering af affaldssystemet for dagrenovation i Århus Kommune

Udført af:

Janus Torsten Kirkeby og Thomas Højlund Christensen

Miljø & Ressourcer DTU

Danmarks Tekniske Universitet

2. udgave

15. oktober 2004

Forord

Denne rapport udgør afslutningen af projektet om miljøvurdering af håndteringen af dagrenovation i Århus Kommune. Projektet er udført i et tæt samarbejde mellem DTU og Århus Kommunale Værker og Århus Miljøcenter.

Denne rapport er suppleret af følgende bilagsrapporter:

- Bilagsrapport 1: Miljøvurdering af affaldssystemet i Århus Kommune, - en præliminær opgørelse over energi og emission af drivhusgasser i forbindelse med håndteringen af dagrenovation i Århus (2003)
- Bilagsrapport 2: EASEWASTE technical documentation
- Bilagsrapport 3: Affaldspotentialer og sorteringseffektiviter i Århus
- Bilagsrapport 4: Indsamling af dagrenovation i Århus Kommune
- Bilagsrapport 5: Optisk sortering og forbehandling på Dewaster af kildesorteret organisk dagrenovation i Århus
- Bilagsrapport 6: Bioforgasning og anvendelse af biomasse fra kildesorteret organisk dagrenovation i Århus
- Bilagsrapport 7: Forbrænding af affald på Århus Forbrændingsanlæg
- Bilagsrapport 8: Oparbejdning og genanvendelse af forbrændingslagge i Århus
- Bilagsrapport 9: Eksternaliteter tilknyttet dagrenovation indsamlet i Århus Kommune

Styringsgruppen for projektet har været:

Michael Johansson	Århus Kommunale Værker
Bjarne Munk Jensen	Århus Kommunale Værker
Poul Lieberknecht	Århus Miljøcenter
Gert Fabricius Rasmussen	Århus Miljøcenter
Dorthe Hamann	Århus Kommunale Værker
Karsten Randrup	Århus Kommunale Værker
Niels Jørgen Ravn	Århus Kommunale Værker
Frede Markussen	Magistratens 5. Afdelings sekretariat
Erwin Gianelli	Århus Kommunale Værker
Thomas H. Christensen	Miljø & Ressourcer, DTU
Janus T. Kirkeby	Miljø & Ressourcer, DTU

Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet takker for det udbytterige og positive samarbejde i projektet.

Janus Kirkeby og Thomas H. Christensen

Sammenfatning

Der er gennemført beregninger på alternative systemer for håndteringen af dagrenovation i Århus Kommune i et nyt beregningsprogram til miljøvurdering af affaldssystemer, EASEWASTE. Vurderingerne er gennemført dels for den totale mængde dagrenovation indsamlet i kommunen, dels på den kildesorterede organiske fraktion. For begge tilfælde er der lavet to alternative scenarier, hvor optisk sortering og forbehandling med efterfølgende bioforgasning er den ene mulighed, og forbrænding den anden. Desuden er der foretaget en række følsomhedsscenarier, for at identificere de vigtigste parametre, som kan påvirke miljøresultaterne. Resultaterne fra EASEWASTE gives i potentielle normaliserede miljøeffekter og ressourceforbrug, som er beregnet ifølge UMIP metoden.

Resultaterne fra miljøvurderingen på behandling af hele dagrenovationen viser at håndteringen af dagrenovation i Århus både er ressourcebesparende og emissionsbesparende. Genanvendelsen af papir såvel som genanvendelsen af glas er miljømæssigt fordelagtige. Beregningerne viser, at der hverken på ressourceforbrug eller på miljøeffekterne er væsentlig forskel på om den organiske fraktion afbrændes eller bioforgasses. Forskellene forsvinder i de samlede resultater pga. den forholdsmæssige lille del af det organiske dagrenovation som bioforgasses hhv. forbrændes. Knap 6.000 ton organisk dagrenovation ud af i alt ca. 80.000 ton dagrenovation (inkl. papir og glas) har forskellig behandling i de to scenarier. Forbrændingsscenariet sparer energi svarende til knap 10.500 husstande, og forskellen på de to scenarier i emission af drivhuseffekten er på ca. 60 personækvivalenter, og mht. primær energi på ca. 60 husstande¹, begge til forbrændingsscenariets fordel.

De vigtigste miljøeffekter beregnes at være drivhuseffekten samt human toksicitet via vand og jord, når de normaliserede miljøeffekter betragtes. Den potentielle human toksicitet via jord er meget afhængig af tungmetalindholdet i dagrenovationen samt den erstattede kunstgødning. Ved forbrænding bidrager kviksølv især til den potentielle human toksicitet via vand, da rensningseffektiviteten af kviksølv fra dagrenovationen er lav. Forsuring, fotokemisk ozondannelse og næringssaltbelastning er i kun i mindre grad vigtige sammenholdt med drivhuseffekten og human toksicitet for det totale affaldssystem.

Det vurderes, at udnyttelsen af den organiske dagrenovation og plastforbruget er af afgørende betydning for det samlede resultat. Det vurderes også, at anvendelse af afgasset organisk dagrenovation fører til en øget toksicitet for mennesker via jorden, som skyldes, at dagrenovationen indeholder større mængder af tungmetaller end den alternative kunstgødning.

De ressourcer, som spares mest, er kul, idet hele energifremstillingen er baseret på kul fra Studstrupværket. Dette vil ændres, hvis den eksterne el- og varmeproduktion er baseret på andre kilder.

Resultaterne viser, at uanset om bioforgasning eller forbrænding vælges som behandlingsform for den organiske fraktion, er der store energimæssige og

¹ En gennemsnitlig husstand bruger ca. 80 GJ/år til opvarmning og elektriske artikler i husstanden /Energistyrelsen, 2003/.

ressourcemæssige gevinster forbundet med håndteringen af dagrenovationen i Århus. Forskellene ved forbrænding frem for bioforgasning vil øge energifremstillingen nok til at supplere ca. 1% af husstandene i Århus Kommune og spare emissionen af drivhusgasser svarende til ca. 60 personækvivalenter.

Alt i alt må det konkluderes, at der ikke er den store miljømæssige forskelle på om den organiske fraktion bioforgasses eller forbrændes; det vigtigste er, at energien udvindes og effektivt anvendes til el og varmfremstilling.

INDHOLDSFORTEGNELSE

Sammenfatning.....	2
1 Indledning.....	5
1.1 Formål med miljøvurdering på affaldssystem.....	5
1.2 Afgrænsning af affaldssystemet.....	5
1.3 Læsevejledning.....	5
2 Introduktion til beregningsprogrammet EASEWASTE.....	7
3 Systembeskrivelse af affaldssystemet i Århus Kommune.....	10
3.1 Affaldssammensætning og kildesortering.....	10
3.2 Indsamling og transporter.....	11
3.3 Optisk sortering og forbehandling på Dewaster.....	12
3.4 Bioforgasning.....	14
3.5 Anvendelse af biomasse.....	15
3.6 Forbrænding.....	15
3.7 Oparbejdning og genanvendelse af forbrændingsslagge.....	16
3.8 Sortering og genanvendelse af papir og glas.....	18
3.9 Deponering af sigterest mm.....	19
4 Behandlingsscenarier.....	21
4.1 Scenario A: Al dagrenovation, bioforgasning af 6000 ton organisk.....	21
4.2 Scenario B: Al dagrenovation, forbrænding af organisk affald.....	21
4.3 Resultater og delkonklusion for behandlingsscenarier.....	22
5 Scenarier på organisk dagrenovation.....	25
5.1 Reference scenario C: 17000 ton organisk dagrenovation til forbehandling, 6000 ton til bioforgasning.....	25
5.2 Reference scenario D: 17000 ton organisk dagrenovation til forbrænding.....	27
5.3 Delkonklusion I: Bioforgasning og forbrænding.....	28
5.4 Følsomhedsscenarier.....	30
5.5 Andre usikkerhedsparametre.....	32
5.6 Delkonklusion II: Følsomhedsscenarier.....	34
6 Konklusion.....	35
7 Referencer.....	37

1 Indledning

1.1 Formål med miljøvurdering på affaldssystem

Denne vurdering har to hovedformål: først at vurdere de samlede ressourceforbrug og de potentielle miljøeffekter for al dagrenovation indsamlet i Århus Kommune for to scenarier med forskellig behandling af den organiske fraktion. Det andet formål er, ved at betragte den organiske fraktion alene, at vurdere en række parametre, som har indflydelse på energi og miljø. Denne rapport fokuserer mere på de forskellige miljøparametre og mindre på energiforholdene i forhold til den præliminære rapport af september 2003 (Bilagsrapport 1).

1.2 Afgrænsning af affaldssystemet

Ved behandling af dagrenovation betragtes de væsentligste processer i selve affaldssystemet såvel som processer udenfor affaldssystemet. De processer, som er i affaldssystemet er bl.a. indsamling og transporter, forbehandling på optisk sortering og Dewaster, biogasanlæg, forbrændingsanlæg, anvendelse af gødning og slagter og endelig sortering af genanvendelige materialer som papir og glas. Processer, som er udenfor selve affaldssystemet, er bl.a. el- og varmeproduktion baseret på kraftvarme fra kul, erstatning af NPK handelsgødning, erstatning af grus, samt genindvinding og jomfruelige produktioner af glas og papir.

1.3 Læsevejledning

- Kapitel 2 beskriver kort programmet, som benyttes i denne miljøvurdering af affaldssystemet i Århus Kommune. Beregningerne i foretages i et nyt beregningsprogram for husholdningsaffald. Programmet hedder EASEWASTE (Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies), og er udviklet på Danmark Tekniske Universitet af Miljø & Ressourcer, DTU og Institut for Produktion og Ledelse. Programmet er fortsat under udvikling, og nye data vil kontinuerligt blive indført i programmet.
- Kapitel 3 beskriver de processer, som er modelleret i EASEWASTE, herunder de nødvendige parametre.
- Kapitel 4 indeholder 2 scenarier, hvor al dagrenovation fra Århus Kommune bliver vurderet. Det ene scenario indeholder sortering og forbehandling med henblik på bioforgasning af 6000 ton forbehandlet organisk dagrenovation, hvor det andet scenario betragter forbrænding af denne mængde.
- Kapitel 5 fokuserer på ca. 17000 ton/år, som forventes at blive korrekt sorteret i grønne poser, hvoraf ca. 6000 ton/år føres til bioforgasning. Alternativerne er som i kapitel 4. Derudover findes der resultater fra scenarier, hvor en enkelt parameter ad gangen er ændret.
- Konklusionerne findes i kapitel 6.

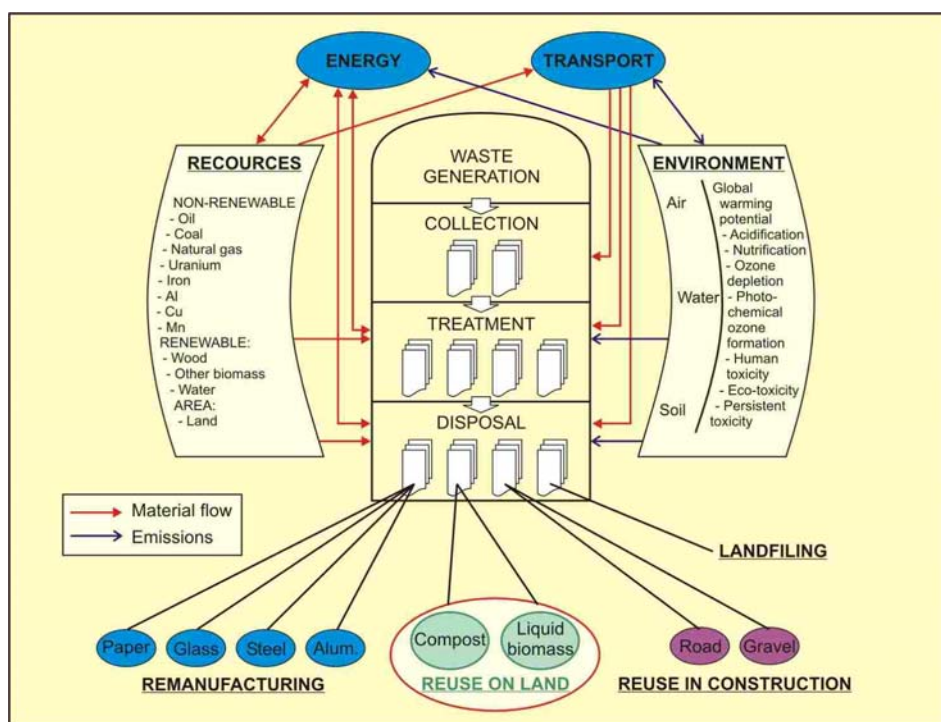
Bagerst i denne rapport findes bilag indeholdende resultater for de betragtede scenarier.

Vedlagt denne rapport findes følgende bilagsrapporter:

- Bilagsrapport 1: Miljøvurdering af affaldssystemet i Århus Kommune, - en præliminær opgørelse over energi og emission af drivhusgasser i forbindelse med håndteringen af dagrenovation i Århus (2003)
- Bilagsrapport 2: EASEWASTE technical documentation
- Bilagsrapport 3: Affaldspotentialer og sorteringseffektiviter i Århus
- Bilagsrapport 4: Indsamling af dagrenovation i Århus Kommune
- Bilagsrapport 5: Optisk sortering og forbehandling på Dewaster af kildesorteret organisk dagrenovation i Århus
- Bilagsrapport 6: Bioforgasning og anvendelse af biomasse fra kildesorteret organisk dagrenovation i Århus
- Bilagsrapport 7: Forbrænding af affald på Århus Forbrændingsanlæg
- Bilagsrapport 8: Oparbejdning og genanvendelse af forbrændingslagge i Århus
- Bilagsrapport 9: Eksternaliteter tilknyttet dagrenovation indsamlet i Århus Kommune

2 Introduktion til beregningsprogrammet EASEWASTE

EASEWASTE er et computerbaseret program, som har til formål at sammenligne miljømæssige og ressourcemæssige konsekvenser af et affaldssystem eller affaldsteknologier i tilfælde af, at en kommune eller et affaldsselskab står overfor eventuelle ændringer i indsamling eller behandling af en eller flere affaldsfraktioner. Udover miljøeffekter beregnes ressourceforbruget eller besparelsen på alle væsentlige ressourcer. Det er den danske UMIP (udvikling af miljøvenlige industri produkter) metode, som anvendes til at kvantificere en række miljøeffekter /Wenzel m.fl., 1997/. Herved kan EASEWASTE fungere som et støtteredskab i beslutningsprocessen vedrørende eksempelvis en omorganisering af affaldsindsamlingen, øget genanvendelse, forbrænding eller biologisk behandling i forhold til et eksisterende affaldssystem i et givent område. Desuden kan modellen indikere hvilke aktiviteter i affaldssystemet, hvor eventuelle bidrag til uønskede effekter eller ressourceforbrug opstår, og herved kan en målrettet indsats føres på denne aktivitet for at optimere det samlede affaldssystem mht. miljø og ressourcer.



Figur 1: Afgrænsning i EASEWASTE

Ved opstilling af et scenario i EASEWASTE kan det ønskede område inddeles i tre kilder: et område med enfamilieboliger, et område med flerfamilieboliger og et område med småt erhverv med dagrenovationslignende affald. Formålet med dette er, at der kan være forskellig affaldssammensætning og forskellige indsamlingssystemer i de tre områder, og dette kan modelleres hver for sig. Opstilling af et scenario foregår i 3 hovedtrin. Første trin består af, at for hver kilde defineres mængden af affald samt sammensætningen, som beskrevet ved 48 materiale fraktioner. Hver af disse fraktioner er defineret med en kemisk sammensætning, som bl.a. beskriver vandindhold, brændværdi og indholdet af metaller i fraktionen. Næste trin består af at definere sorteringsfraktionerne og de tilhørende effektiviteter ved sortering af hver enkelt materiale fraktion til hver enkelt

sorteringsfraktion. Indsamlingssystemet defineres ligeledes i dette trin, og her er dieselforbruget af væsentlig betydning. Tredje trin består af at lede affaldsfraktionerne til de ønskede behandlingsformer. EASEWASTE har følgende behandlingsformer:

- Forbehandling af organisk affald
- Biologisk behandling (kompostering og bioforgasning)
- Brug af kompost/biomasse
- Forbrænding
- Oparbejdning og genanvendelse af slagge
- Sortering af genanvendelige materialer
- Genanvendelse af glas, papir, plast og metaller
- Deponering

Under hver behandlingsmetode ligger der i en database en eller flere teknologier for den givne metode. Herved kan forskellige teknologier indenfor samme behandling sammenlignes. Findes ingen teknologi som svarer til den ønskede, kan en ny teknologi oprettes eller en eksisterende kan rettes til. Under hver teknologi kan forbrug defineres, eksempelvis elektricitet, som hentes fra databasen. Hvert forbrug indeholder en livscyklusopgørelse (LCI) som definerer de totale ressourceforbrug og emissioner, som finder sted, når en enhed af produktet anvendes. Ressourceforbrug og emissioner, som er inkluderet, dækker over hele produktets livscyklus fra udvinding af råmaterialer, til produktion, til anvendelse og eventuel bortskaffelse.

Resultaterne fra EASEWASTE kan gives på flere niveauer i LCA beregningerne svarende til UMIP metoden /Wenzel m.fl., 1997/:

1. Livscyklusopgørelse, hvor alle ressourcer og emissioner er opgivet (eksempelvis opgivet i g CO₂, g CH₄ osv.)
2. Effekt karakterisering, hvor alle emissioner er opgjort i miljøeffekter (eks. i kg CO₂-ækvivalenter)
3. Normaliserede effekt karakterisering, hvor resultaterne er normaliseret til milli-personækvivalenter (mPE)
4. Vægtede effekter, hvor de normaliserede effekter er vægtet i forhold til politiske reduktionsmål over en given tidshorisont (mPE_{T-2010})

Miljøeffekterne som er inkluderet i UMIP metoden er:

- Drivhuseffekten (kg CO₂-ækvivalenter)
- Forsuring (kg SO₂-ækvivalenter)
- Næringssaltbelastning (kg NO₃⁻-ækvivalenter)
- Fotokemisk ozondannelse/smog (kg C₂H₄-ækvivalenter)
- Stratosfærisk ozon nedbrydning (kg CFC11-ækvivalenter)
- Øko-toksicitet (m³ luft, vand og jord)
- Human-toksicitet (m³ luft, vand og jord)

Tabel 1 viser normaliserings- og vægtningsfaktorer fra UMIP programmet.

Normaliseringsfaktorerne omregner effekt karakteriseringen om til en fælles reference svarende til påvirkningen, som stammer fra en person /Wenzel, 1997/. Da nogle effekter er globale og andre regionale, er normaliseringsreferencen forskellig.

Normaliseringsreference for drivhuseffekten, som er global, svarer til den årlige emission

af drivhusgasser fra en gennemsnitlig verdensborger. For f.eks. næringssaltbelastning er referencen en gennemsnitlig dansk borger, da denne effekt er lokal eller regional.

Tabel 1: Normaliserings- og vægtningsfaktorer (Wenzel, 1997/

Effekt	Normaliserings- faktor	enhed	Vægtningfaktor
Drivhuseffekt	8700	g CO ₂ -ækvivalenter /mPe	1,3
Forsuring	124	g SO ₂ -ækvivalenter/mPe	1,3
Fotokemisk ozondannelse	20	g C ₂ H ₄ -ækvivalenter/mPe	1,2
Næringssaltbelastning	298	g NO ₃ -ækvivalenter/mPe	1,2
Human toksicitet			
via vand	58,8	m ³ vand/mPe	3,1
via luft	9,2E06	m ³ luft/mPe	2,8
via jord	0,31	m ³ jord/mPe	2,3
Øko toksicitet			
via vand kronisk	470	m ³ vand/mPe	2,6
via vand akut	48	m ³ vand/mPe	2,6
via jord	30	m ³ jord/mPe	1,9

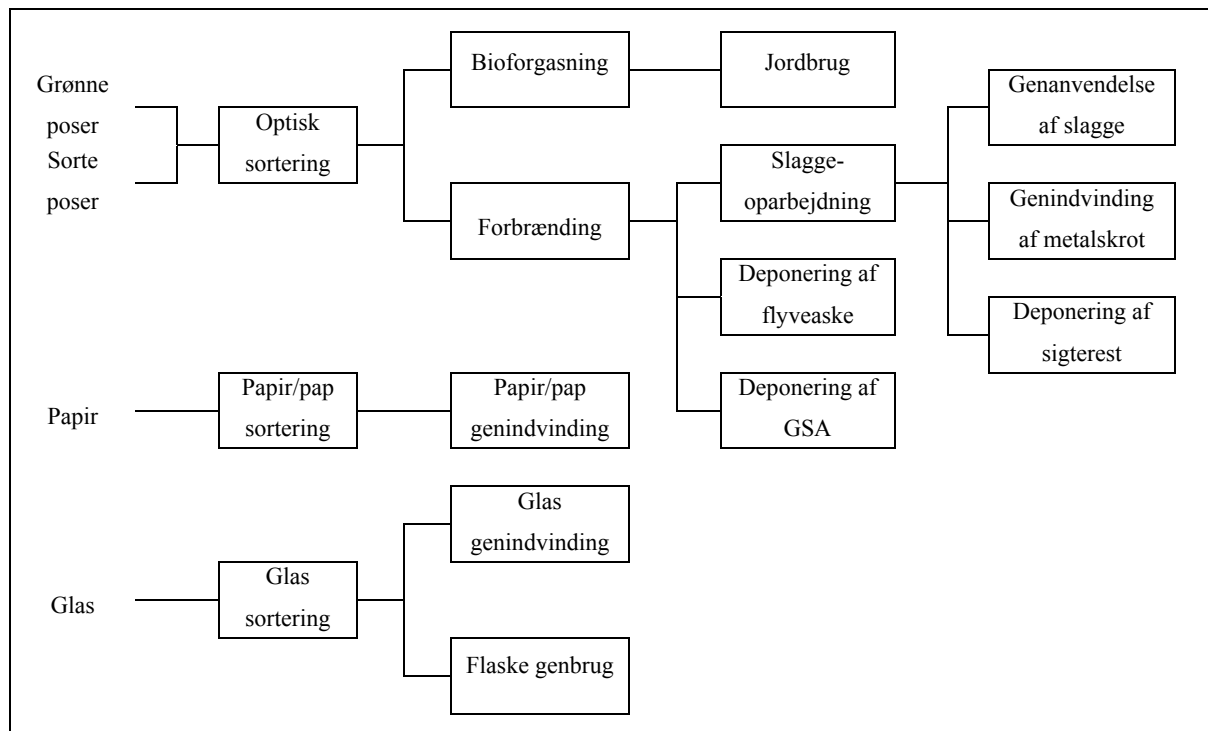
Resultaterne er for denne vurdering eksporteret til Excel og er her viderebehandlet.

Nærmere beskrivelse af beregningsmetoden i EASEWASTE findes i Bilagsrapport 2: Technical Documentation of EASEWASTE.

3 Systembeskrivelse af affaldssystemet i Århus Kommune

Dette kapitel beskriver affaldssystemet i Århus Kommune vedrørende dagrenovation, samt de antagelser og data, som anvendes i beregningsprogrammet EASEWASTE. Mange antagelser om affaldsmængder og behandling svarer til data fra 2002 og er derfor lignende med data som anvendtes i den præliminære rapport af september 2003 /Kirkeby og Christensen, 2003/. Mere uddybende beskrivelse findes i bilagsrapporter 3 til 9.

Tabel 2 viser afgrænsningen og behandlingen for alle affaldsstrømme for dagrenovationen, når organisk dagrenovation føres til bioforgasning.



Tabel 2: Systemafgrænsning af affaldssystemet i Århus Kommune

3.1 Affaldssammensætning og kildesortering

Husstandene i Århus Kommune er inddelt i 2 hovedtyper, som bliver modelleret hver for sig i EASEWASTE. Den ene type er enfamilieboliger, som inkluderer husstande med og uden egen papir container samt enfamilieboliger på landet og i småbyer. Den anden type er flerfamilieboliger eller etageboliger som inkluderer al etagebyggeri i og udenfor centrum. Det estimeres at hver person både i enfamilie- og flerfamilieboliger producerer årligt 282 kg dagrenovation (beregnet fra /Tønning, 2003/), svarende til en total mængde dagrenovation i Århus på ca. 81.000 ton/år. Der er ca. 136.000 husstande i Århus Kommune /Danmarks Statistik, 2002/, som fordeler sig og har en gennemsnitlig husstandsstørrelse som ses i Tabel 3. Tabel 4 viser de indsamlede mængder af glas og papir i året 2002, og det er estimeret at ca. 6000 ton/år organisk dagrenovation kan føres til biogasanlægget fra den optiske sortering med efterfølgende behandling på Dewaster systemet.

Tabel 3: Bolig-, person- og affaldsproduktions-data

	Enfamilieboliger	flerfamilieboliger	
Antal	58200*	78200*	boliger
Personer per husstand	2,62*	1,74*	pers/husst.
Årlig affaldsproduktion	282	282	kg/pers/år

- Kilde: Danmarks Statistik, 2002

Tabel 4: Indsamlede mængder for Århus Kommune i 2002

	Organisk affald	Papir og pap	Glas
Indsamlede mængder 2002, ton/år	6000*	18166	4193

- Forventelig mængde af udsorteret organisk affald efter optisk sortering og Dewaster

Affaldssammensætningen beskrevet ved de 48 materiale fraktioner, som anvendes i EASEWASTE, er estimeret på baggrund /Petersen og Domela, 2003/ og kan ses i Bilagsrapport 3. Der sorteres i 3 fraktioner: glas, papir og rest. Det skyldes, at den organiske fraktion og restfraktion indsamles sammen, og separeres i den optiske sortering. Derfor antages modelmæssigt, at den organiske fraktion ikke indsamles særskilt, og den optiske sortering fordeler affaldet, således at udstrømmene fra anlægget mængdemæssigt er i overensstemmelse med de faktiske vurderede størrelser. Sorteringseffektiviteterne for glas og papir er justeret således at de samlede mængder svarer til de i Tabel 4 viste størrelser.

3.2 Indsamling og transporter

Dieselforbruget udregnes for selve indsamlingen samt for transporten mellem indsamlingsområde og behandlingsanlæg. Dieselforbruget til transportdelen afhænger af mængden der transporteres og afstandene. Læsstørrelserne er ca. 1/3 større såfremt dagrenovation køres direkte til forbrænding end i de tilfælde, hvor dagrenovation skal sorteres på det optiske sortering. Dette skyldes, at der tages hensyn til den mindre komprimering, som er nødvendig, for ikke at beskadige de sorte og grønne poser inden sortering.

Tabel 5: Gennemsnitlig specifikke dieselforbrug til selve indsamlingen uden transport mellem indsamlingsområde og behandlingsanlæg

Dieselforbrug til indsamling:	Enfamilieboliger	Flerfamilieboliger	
Til optisk sorteringsanlæg	3,6	2,3	l/ton
Til papir aflevering	4,5	2,2	l/ton
Til glas aflevering	4,9	4,9	l/ton
Til forbrænding	3,6	2,3	l/ton

Transportafstande:	Enfamilieboliger	Flerfamilieboliger	
Til optisk sorterings-/forbrændingsanlæg	15	10	km
Til papir aflevering	17	13	km
Til glas aflevering	16	12	km

Dieselforbrug til transport:	Enfamilieboliger	Flerfamilieboliger	
Til optisk sortering (reduceret læsstørrelse*)	0,15	0,14	l/km/ton
Til papir levering	0,10	0,10	l/km/ton
Til glas levering	0,13	0,13	l/km/ton
Til forbrændingsanlæg	0,12	0,11	l/km/ton

* reduceret læsstørrelse på ca. 4,7 ton/læs pga. mindsket komprimering

Beregnet fra Excel ark, september 2003, ved total olie til transport divideret med afstand og mængde.

Transporter af restprodukter fra behandlingsanlæg defineres ved en kørselsafstand og et dieselforbrug per ton per km. Det antages, at alle andre transportere af bl.a. afgasset biomasse og restprodukter fra forbrænding har en dieselforbrug på 0,06 l/km/ton² inklusiv retur kørsel /SEEK, 2001/. Den lavere brændstofforbrug kan forklares ved, at disse transportere foregår i større lastvogne og i mindre bebyggede områder.

3.3 Optisk sortering og forbehandling på Dewaster

Forbehandlingen i EASEWASTE er modelleret som et sæt af fordelingskoefficienter, som fordeler alle materialefraktionerne til biomasse og rejekt. For hver materiale fraktion defineres fordelingsfaktorerne både for vandindhold og for tørstofindhold, således at biomassen ikke nødvendigvis har samme tørstofindhold som det indsamlede affald. Fordelingsfaktorerne ved forbehandlingen er defineret således, at der i alt produceres ca. 6000 ton biomasse med et tørstofindhold på ca. 25 %.

På det optiske sorteringsanlæg foregår to processer: først føres dagrenovationen gennem det optiske sorteringsanlæg, hvor sorte og grønne poser separeres og hvor de grønne poser oprives. Derefter føres det organiske dagrenovation til et Dewaster system, som yderligere sortere fejlsorteringer fra. Det optiske sorteringsanlæg anvender 7,9 kWh per ton affald, der tilføres anlægget, og antages fremover at sortere 53 % af de grønne poser fra til Dewasterne, når rullerisigten ikke tages i betragtning. Dewasterne sorterer derefter ca. 33 %

² beregnet i SEEK ved 25 ton 3-akslet EURO 3 motor med nyttelast på 10 ton og normal kørselsprofil og tom returkørsel

fra med et tørstof indhold på ca. 32%, mens biomassen fraført Dewaster-systemet har et tørstof indhold på ca. 25%.

På grund af den optiske sortering, kræves det at poserne er hele, når de når til sorteringen. Derfor udleverer Århus Kommune Værker (ÅKV) både sorte og grønne affaldsposer i kraftig plastkvalitet, for at optimere sorteringen. Herved skabes muligvis et merforbrug af plastic, da indkøbsposer frarådes anvendt til affaldsposer samt at flere hele ruller ikke anvendes i mindre husholdninger, og smides ud i hele ruller. Størrelsesordenen af merforbruget er vanskeligt at vurdere, men er i referencescenariet vurderet til 211 ton plastic per år. Denne værdi er beregnet på grundlag af en optælling af grønne og sorte poser /Ottosen, 2003/, samt posernes vægt. Den totale vægt af sorte og grønne poser, som er talt ved det optiske sorteringsanlæg beregnes til 582 ton ved en vægt på 13,4 g per sort pose og 16,0 g per grøn pose. Hertil kommer vægten af andre ”ukurante” poser. Såfremt de sorte og grønne poser havde været standardposer med en vægt på 9 g/pose vil den totale vægt af poser være på 371 ton /Ottosen, 2003/. Derved er merforbruget af plast på mindst 211 ton per år. Hertil kan lægges ca. 135 ton plast, såfremt at alle de ”ukurante” poser skulle erstattes af sorte 9 grams poser, og med denne betragtning er merforbruget på ca. 350 ton per år. Tabel 6 viser forbrug til forbehandling, som er anvendt i EASEWASTE.

Tabel 6: Forbrug for optisk sortering og Dewaster per ton indvejet blandede sorte og grønne poser

Input	Enhed	Optisk sortering	Dewaster	I alt
Forbrug		per ton	per ton	per ton
El	kWh	7,93	3,3	11,2
Vand	m ³	0,017	0,012	0,03
Varme	kWh	4,1	-	4,1
Dieselolie	liter	0,029	-	0,029
Ekstra plastforbrug	kg			3,5
Outputs				
Forbehandlet org. dagr.	t	-	0,092	0,1
Optisk forbehandlet org.dagr.	t	0,13	-	
Restaffald	t	0,87	0,03	0,9
I alt	t	1	0,12	1

Plastforbruget tillægges forbehandlingen, og i EASEWASTE kombineres plastforbruget oplysninger om ressourceforbrug og emissioner ved fremstilling af plastic samt de opståede CO₂ emissioner, som fremkommer ved affaldsforbrænding af plastic. Affaldsforbrændingsmodulet i EASEWASTE 2004 beregner ikke CO₂-emissioner, da disse er politisk bestemt til at være CO₂-neutrale og derfor ikke bidrager til drivhuseffekten. Imidlertid, kan det ikke retfærdiggøres, at et skabt merforbrug af plastic og den efterfølgende affaldsforbrænding anses for CO₂-neutral, så derfor indeholder plastforbruget også CO₂ emissionen, som opstår ved affaldsforbrænding. Fremtidige versioner af EASEWASTE vil skelne mellem affald med fossilt kulstof og affald med biologisk kulstof, og vil regne CO₂-emissionen ud særskilt for de to typer kulstof.

3.4 Bioforgasning

Egetforbruget af el og varme på biogasanlægget er oplyst til hhv. 13,3 kWh og 39 MJ per ton forbehandlet dagrenovation.

Beregning af biogasproduktion i EASEWASTE tager udgangspunkt i affaldssammensætning og i de enkelte metanpotentialer, som tilhører hver enkelt materiale fraktion. Beregningsmodulet for bioforgasning inkluderer realiserbare udbytter af metanpotentialer for hver enkelt materialefraktion, og herved kan den faktiske metanproduktion modelleres. Den producerede metan afbrændes til el- og varmfremstilling, hvor energieffektiviteter defineres i forhold til den producerede metans energiindhold. Den totale energieffektivitet for el- og varmfremstilling kan beregnes til ca. 58 % på baggrund af den producerede mængde energi i forhold til den målte biogas, som er produceret. Herved fås energivirkningsgrader, som er væsentlig lavere end producenten af gasmotoren lover (op mod 87 % /Randrup, 2004/). Det kan eventuelt skyldes, at gasmålerne er upålidelige og måler en for stor biogasmængde, hvorved energifremstillingen per m³ biogas og dermed energivirkningsgraderne undervurderes. Derfor er der i beregningerne antaget 70 % energieffektivitet (32% el og 38 % varme), men denne værdi må betragtes med nogen forsigtighed.

Tabel 7: Energieffektiviteter og fremstilling ved bioforgasning af forbehandlet organisk dagrenovation (FOD).

	Energieffektivitet %	Produceret energi per m ³ metan	produceret energi per ton FOD
Elproduktion	32	3,2 kWh	275 kWh
Varmeproduktion	38	13,7 MJ	1176 MJ

FOD: forbehandlet organisk dagrenovation

Tabel 8: Energiregnskab for bioforgasning af 1 ton forbehandlet organisk dagrenovation (FOD)

Bioforgasning af 1 ton organisk dagrenovation (TS=28 %)	
Metan produktion	86 Nm ³ CH ₄ /ton FOD
Elforbrug	13 kWh/ton (4,7 MJ/ton FOD)
Varmeforbrug	39 MJ/ton FOD
Elproduktion	275 kWh/ton (830 MJ/ton FOD)
Varmeproduktion	1176 MJ/ton FOD
Primær energibesparelse ³	2,9*10 ³ MJ/ton FOD

Emissioner fra biogafællesanlægget antages kun at bestå af uforbrændt metan på 3% af den producerede mængde (estimeret fra /Nielsen og de Wit, 1997/). Emission af SO₂ og NO_x er antaget fra /Energistyrelsen, 1996/ gældende for status i 1995. Se Tabel 9.

³ Her tages der hensyn til forskellig energivirkningsgrader ved kraftvarmebaseret el- og varmeproduktion, hvor el har højere "kvalitet" end varme.

Tabel 9: Processpecifikke emissioner ved forbrænding af biogas

	Værdi	Enhed	Kilde
Metan, CH ₄	3	%	/Nielsen og de Wit, 1997/
SO ₂	0,05	g/MJ	/Energistyrelsen, 1996/
NO _x	0,1	g/MJ	/Energistyrelsen, 1996/

3.5 Anvendelse af biomasse

Efter bioforgasning anvendes den afgassede biomasse som gødningsmiddel i landbruget. Miljøeffekterne fra denne anvendelse omfatter substitution af handelsgødning, tab af næringsstoffer til luft, overfladevand og grundvand samt spredning af tungmetaller og miljøfremmede stoffer.

For at beregne hvor stor en mængde handelsgødning, der substitueres af den afgassede biomasse, er der antaget substitutionsrater for de enkelte næringsstoffer. Substitutionsraten angiver, hvor stor en del af den udbragte gødning der direkte erstatter handelsgødning. Følgende rater er antaget: Mineralsk kvælstof 80%, organisk kvælstof 30%, fosfor og kalium 100%. Fordelingen af kvælstof i det afgassede organiske affald antages at være 50% organisk kvælstof og 50% ammonium ud fra forsøg i /Christensen et al, 2003/. Dermed kan den substituerede mængde kunstgødning beregnes. Da usikkerhederne her er store og der kan være lokalt varierende forhold mht. jord og afgrøder, defineres substitutionsfaktor for kvælstof som erstatter handelsgødning til 70 %. Effekter fra både produktion og anvendelse af den sparede handelsgødning godskrives anvendelsen af den organiske gødning. Det antages, at sammenlagt omkring 33% af det udbragte nitrogen tabes til grundvand og overfladevand (henholdsvis 30 og 3%) under og efter vækstperioden.

Fosfor og kalium antages at erstatte handelsgødning med 100 %.

3.6 Forbrænding

Forbrændingsmodulet i EASEWASTE indeholder en matrix med fordelingskoefficienter, som fordeler alle de kemiske komponenter i hver af de 48 materiale fraktioner til luft, slagge og røggasrensingsprodukt. Disse emissioner siges at være affaldsspecifikke, da de er lineært afhængige af indholdet i affaldet. Herudover defineres processpecifikke emissioner til luften, og disse er vurderet ud fra grønne regnskaber. Desuden skal alle energiproduktioner defineres ved kulbaseret el- og varmeproduktion og tilhørende energivirkningsgrader, som opnås på forbrændingsanlægget.

Størstedelen af dagrenovationen føres til forbrænding fra det optiske sorteringsanlæg, dels restfraktionen i de sorte poser, dels den del af de grønne poser, der fjernes som rejekt. Forbrændingsanlægget har et egetforbrug af elektricitet på 55 kWh per ton affald og et varmeforbrug på 3,4 kWh/ton. Affaldsfraktionerne har i gennemsnit en brændværdi på ca. 8 GJ/ton, og er el- og varmevirkningsgraderne er justeret i modellen således, at der produceres i gennemsnit 244 kWh elektricitet og 5,5 GJ (= 1500 kWh) varme per ton blandet dagrenovation afbrændt. Den totale energivirkningsgrad er på knap 80 % af

affaldets nedre brændværdi; 69 % til varmeproduktion og 11 % til elproduktion /Riber, 2004/.

På det fremtidige forbrændingsanlæg forventes en bedre elektricitetsudnyttelse, som udgør 1/4-del af den totale virkningsgrad. Det estimeres ud fra /Århus Amt, 2001/, at den totale virkningsgrad er på 80 %, hvoraf 20 % er til el-produktion og 60 % til fjernvarmeproduktion.

Den nedre brændværdi af affaldet beregnes på baggrund af den nedre brændværdi på tørstofbasis fratrukket fordampningsvarmen af vandindholdet (2,44 MJ/kg vand). For organisk dagrenovation med tørstofindhold på 28 % og en brændværdi på 18,5 MJ/kg TS, beregnes brændværdien til 3,4 MJ/kg. Tabel 10 viser energiregnskabet ved forbrænding af organisk dagrenovation med 28 % TS for både det nuværende forbrænding og med den fremtidige forbrændingsanlæg med højere el-udnyttelse. Tørstofindholdet på 28 % er valgt, for at kunne sammenligne med energiregnskabet ved bioforgasning. Den kildesorterede organiske dagrenovation antages at have et højere tørstofindhold, men ved forbehandling på Dewaster-systemet, bliver biomassen vådere, da Dewasterne har tendens til at lave en biomasse med lavere TS-% end i rejektet.

Tabel 10: Energiregnskab for forbrænding af organisk dagrenovation på nuværende og fremtidig forbrændingsanlæg (tørstofindholdet er sat til 28 % for at kunne sammenligne med Tabel 8)

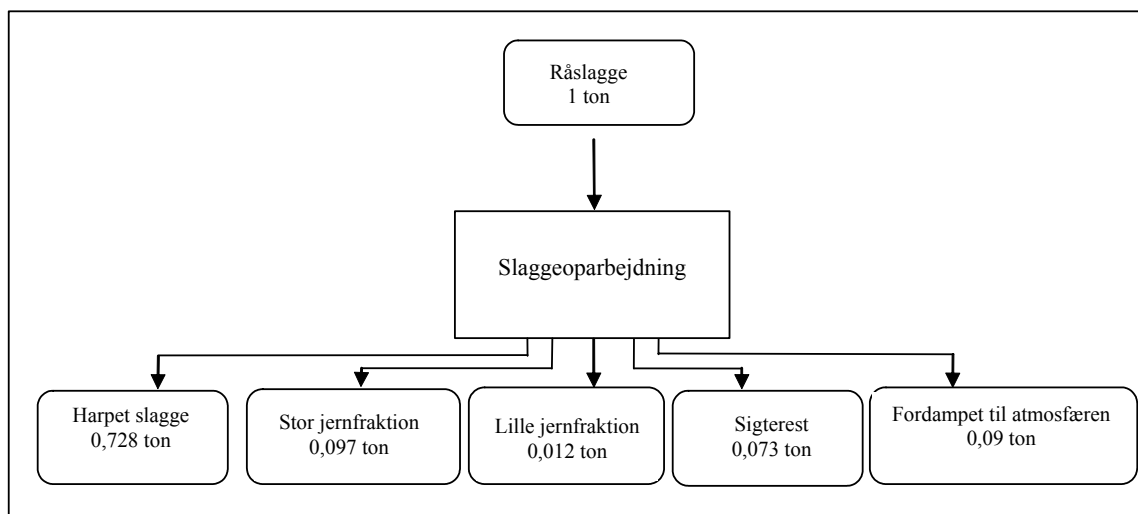
Forbrænding af 1 ton organisk dagrenovation (28 % TS)		
Elforbrug	55	kWh/ton (198 MJ/ton)
Olieforbrug	0,23	l/ton (8,3 MJ/ton)
Elproduktion	103	kWh/ton (370 MJ/ton)
Varmeproduktion	2280	MJ/ton
Primær energibesparelse	$2,32 \cdot 10^3$	MJ/ton
Forbrænding af 1 ton organisk dagrenovation (fremtidig anlæg)		
Elforbrug	55	kWh/ton (198 MJ/ton)
Olieforbrug	0,23	l/ton (8,3 MJ/ton)
Elproduktion	190	kWh/ton (680 MJ/ton)
Varmeproduktion	2050	MJ/ton
Primær energibesparelse	$2,68 \cdot 10^3$	MJ/ton

3.7 Oparbejdning og genanvendelse af forbrændingsslagge

Størstedelen af råslaggen er harpet slagge, som potentielt kan udnyttes i bl.a. vejbygning. Energiforbruget til harpning og sigtning af råslaggen ses i Tabel 11. Af råslaggen er produceres ca. 73 %, se Figur 2, til harpet slagge, som kan udnyttes og erstatte grus i eksempelvis bundsikringslag i en vej.

Tabel 11: Energibalance for oparbejdning af slagge beregnet pr. ton råslagge behandlet /Rasmussen, H., 2003/.

Forbrug af el og diesel til harpning og sigtning af råslagge	
Elforbrug, i alt	3,02 kWh/ton råslagge
Dieselforbrug, i alt	1,14 l/ton råslagge



Figur 2: Masseflow for 1 ton råslagge til slaggeopbejdning

Den harpede slagge antages, at blive anvendt til vejbygningsformål og derved erstatte grusmaterialer. Ved anvendelse i vejbygning opstår der miljøbelastninger som følge af regn og nedslivning, og tidshorisonten for disse emissioner er bestemt til 100 år, se Tabel 12. Selve udlægningen af slagge antages at kræve samme arbejdsbelastning og brændstofforbrug som udlægning af grusmaterialer kræver. Derfor er disse ikke medtaget. Erstatning af grusmaterialer medfører et mindsket el- og dieselolie forbrug til udvinding af grus fra danske grusgrave. De besparede energiforbrug ses i Tabel 13.

Tabel 12: Udvaskning i g/ton slagge i vejens levetid.

	100 år (LS = 7,1)
Cl	910
SO ₄	3100
Na	1200
Ca	900
As	0,024
Cu	0,56
Ni	0,016
Ba	0,24
Mn	0,0038
Cd	0,0030
Cr	0,021
Pb	0,0063
Zn	0,026
Hg	0,0003

Tabel 13: Forbrug ved fremstilling af 1 ton grusmaterialer

	enhed
El forbrug	0,64 kWh/ton
Diesel olie	0,20 liter/ton

3.8 Sortering og genanvendelse af papir og glas

Glas og papir føres til sortering, hvor der er et forbrug af hovedsageligt energi, Tabel 14. Herfra føres materialerne videre til genindvindingsindustrien.

I Bilagsrapport 9 fremgår forbrug og emissioner ved jomfruelig produktion og genindvinding af papir og glas. Emissionerne indeholder ikke emissionerne ved produktion af den forbrugte el og varme – disse bliver indregnet i modellen ved opgørelsen af de øvrige el- og varmeforbrug, som er delprocesser i sig selv.

Tabel 14: Energiforbrug til sortering af indsamlet papir- og glasfraktioner

Papir	
Elforbrug	9,82 kWh/ton
Varmeforbrug	18,9 MJ/ton
Olieforbrug	0 l/ton
Glas	
Elforbrug	11,8 kWh/ton
Varmeforbrug	46,08 MJ/ton
Olieforbrug	0 l/ton
Gas forbrug	0,6 m ³ /ton

Den sorterede mængde papir antages at føres til en enkelt type papir genanvendelse hvor glas sorteres i hele flasker og i skår. 25% af det indsamlede glas er hele flasker, som føres til flaske vask og direkte genbrug /Munk Jensen, 2004/. De resterende 75 % er skår som føres til omsmeltning. For begge vedkommende gælder, at jomfruelig produktion af glas er undgået.

3.9 Deponering af sigterest mm.

I beregningerne er der anvendt en enkelt deponeringsteknologi for alle typer affald, selvom ikke alle restprodukter føres til samme deponi. Til gengæld inkluderes ikke rensning af opsamlet perkolat, idet dette anvendes i forbrændingsanlægget. Data til deponering er hovedsageligt indsamlet fra Lisbjerg Slaggedepot, og er derfor baseret på slagge og ikke sigterest fra slaggeoparbejdning eller på røggasrensningsprodukter.

Energiforbrug

Nøgletal for energiforbrug ved deponering på Lisbjerg Slaggedepot fremgår af Tabel 15. Energiforbruget består af elektricitet til drift af pumper til perkolatopsamling og genanvendelse af perkolat og brændstof til kørsel, afdækning, komprimering mv. af affaldet. Der anvendes ca. 1,1 kWh el per m³ perkolat opsamlet (beregnet fra /ÅKV 2004/), og elektricitetsforbruget svarer derfor ca. til 4 m³ perkolat per ton sigterest deponeret. Dette er væsentlig mere perkolat end der opsamles over en periode på 100, og elforbruget er derfor muligvis overestimeret.

Forbrug af elektricitet er mindre i år 2003 end 2004. Det kan forklares ved en del mindre nedbør i år 2003, hvilket har medført mindre perkolatdannelse og dermed et mindre elektricitetsforbrug til pumper.

Tabel 15: Energiforbrug ved deponering på Lisbjerg Slaggedepot /ÅKV, 2004/.

	Deponering
El	4,29 kWh/ton
Diesel	0,3 l/ton

Infiltration, perkolatdannelse og perkolatopsamling

Mængden af perkolat på Lisbjerg Slaggedepot er indsamlet for alle 7 etaper ,og kun den totale mængde for alle etaperne kendes. Infiltration, perkolatdannelse, opsamling og sammensætning af perkolat er derfor ikke kendt for de forskellige etaper.

Når der skal udføres livscyklusvurdering på deponering af sigterest på Lisbjerg Slaggedepot er det nødvendigt at have oplysninger over dannelse og opsamling af perkolat for en periode på 100 år. Størrelsen af disse parametre afhænger dels af nedbøren i området og dels af i hvilken fase etaperen er på (dvs. om der deponeres i etaperen, om den er færdigfyldt/ikke afdækket, færdigfyldt/afdækket eller i passiv fase).

Ud fra oplysninger fra det grønne regnskab for Lisbjerg Slaggedeponi /ÅKV, 2004/ er der estimeret parametre for infiltration og perkolatopsamling i en periode på 100 år. Parametrene fremgår af Tabel 16.

Tabel 16: Estimerede parametre for infiltration og perkolatopsamling for Lisbjerg Slaggedeponi for en periode på 100 år.

	Beskrivelse	Tid	Infiltration	Perkolat-opsamling
Deponeringsfase	Affald deponeres. Ingen barriere for infiltration andet end affaldets infiltrations-egenskaber. Perkolat opsamles.	5 år	95% af nedbør	80%
Driftsfase 1	Deponi er færdigopfyldt men ikke slutafdækket. Perkolat opsamles.	2 år	80% af nedbør	80%
Driftsfase 2	Deponi er færdigopfyldt og slutafdækket. Perkolat opsamles	30 år	20% af nedbør	80%
Passiv fase	Ingen aktiviteter.	63 år	30% af nedbør	0%

4 Behandlingsscenarier

De efterfølgende scenarier, som beskrives, er gældende for al dagrenovation inklusiv glas og papir indsamlet i Århus Kommune. Det ene scenario beskriver en situation, hvor det optiske sorteringsanlæg og Dewaster systemet er i drift, og hvor der produceres ca. 6000 ton/år biomasse til levering på biogasfællesanlæg. Glas og papir bliver sorteret og genanvendt. Resten bliver forbrændt på Århus Forbrændingsanlæg med de nuværende el- og varmegivningsgrader. Det andet scenario beskriver den alternative situation, hvor den optiske sortering og Dewastersystemet tages ud af drift og al dagrenovation minus separat indsamlet glas og papir bliver brændt på Århus Forbrændingsanlæg med de nuværende energivirkningsgrader.

4.1 Scenario A: Al dagrenovation, bioforgasning af 6000 ton organisk.

Dette scenario indeholder hele mængden af dagrenovation, som bliver indsamlet i Århus Kommune, og hvor det optiske sorteringsanlæg og Dewaster systemet er i drift for at generere forbehandlet organisk dagrenovation til Århus Biogasanlæg. Det forventes ud fra perioden hvor Dewastersystemet har været i drift, at der kunne genereres ca. 6000 ton forbehandlet organisk dagrenovation til biogasanlægget per år. Det antages, at pga. det optiske sorteringsanlæg, anvendes kraftigere plastposer til indsamling, og dette medfører et merforbrug af plastic på ca. 211 ton/år. Det medfører, at hver borger producerer 0,7 kg mere affald per år. Den årlige affaldsgenerering per borger er derfor 282,7kg. Behandling af dagrenovationen i dette scenario ses i Tabel 17.

Tabel 17: Affaldsmængder til behandling i scenario A

I alt	81.582	ton
Optisk sortering og Dewaster	58.317	ton
Bioforgasning	5.947	ton
Anvendelse af biomasse	5160	ton
Affaldsforbrænding	52.370	ton
Slagge oparbejdning	10.196	ton
Genanvendelse af slagge	7.545	ton
Deponering	2076	ton
Genanvendelse af metalskrot	1004	ton
Papir sortering	18.706	ton
Papir genindvinding	18.706	ton
Glassortering	4.559	ton
Glasgenindvinding	3419	ton
Flaskegenbrug	1140	ton

4.2 Scenario B: Al dagrenovation, forbrænding af organisk affald

Scenario B indeholder som scenario A hele mængden af dagrenovation i Århus Kommune, og dette scenario er derfor direkte sammenlignelig med scenario A. I scenario B sættes forbehandlingen med optisk sortering og Dewastersystemet ud af drift og al dagrenovation minus separat indsamlet glas og papir bliver brændt på Århus Forbrændingsanlæg. Der er ikke noget merforbrug af plasticposer og den årlige affaldsproduktion er 282,0 kg per

person. Affaldssammensætningen ses i Bilagsrapport 3 og behandlingen på de forskellige anlæg ses af Tabel 18. Mængder af separat indsamlet glas og papir samt behandling af disse fraktioner er identiske i scenario A og B.

Tabel 18: Affaldsmængder til behandling i scenario B

I alt	81.372	ton
Affaldsforbrænding	57.264	ton
Slagge oparbejdning	10.784	ton
Genanvendelse af slagge	7.894	ton
Deponering	2179	ton
Genanvendelse af metalskrot	1051	ton
Papir sortering	18.706	ton
Papir genindvinding	18.706	ton
Glassortering	4.559	ton
Glasgenindvinding	3419	ton
Flaskegenbrug	1140	ton

4.3 Resultater og delkonklusion for behandlingsscenarier

Da det kun er en lille mængde affald af den samlede mængde, som behandles forskelligt, ses forskellene ikke tydeligt på de to scenarier. Tabel 19, Tabel 20 og Figur 3 viser resultaterne for normaliserede potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug opgjort i tusindedele personækvivalenter, mPe. Forskellene mellem forbrænding og bioforgasning af organisk dagrenovation vil blive belyst nærmere i afsnit 5.3.

Af bilag 1 og 2 ses bidragene til hver miljøeffekt og ressourceforbrug fra hver af de involverede aktiviteter. Det ses, at papirgenindvindingen bidrager kraftigt til samtlige miljøeffekter og forbrug med negative fortegn (sparet miljøpåvirkning og sparet ressourceforbrug). Dette skyldes, det relative høje elforbrug til jomfruelig produktion, og da elproduktionen antages at være baseret på kulkraft, får dette stor indflydelse på resultaterne. Hvis gennemsnitlig svensk elproduktion var anvendt, havde papirgenanvendelse haft en mindre positiv eller måske negativ miljøpåvirkninger. Dansk el er blevet anvendt da Sverige har en nettoimport af el fra Danmark, og denne elproduktion vil derfor være den marginale elproduktion også i Sverige. Genanvendelse af glas bidrager også til en sparet miljøpåvirkning og sparet ressourceforbrug på især naturgas og råolie, hvilket skyldes, at energiforbruget er væsentlig lavere til genindvinding end til jomfruelig produktion. Især den direkte flaskegenanvendelse bidrager meget på trods af, at vægtmæssigt udgør denne del omkring 25 %. For både glas og papir gælder, at gevinsten ved genanvendelse overstiger langt miljøomkostningerne ved sortering. Den meget høje værdi for human toksicitet via vand skyldes næsten udelukkende emission af kviksølv fra forbrændingsanlægget.

Det ses af bilag 1, at den undgåede miljøpåvirkning ved at genanvende slagge inklusiv substitution af grus er mindre miljøpåvirkningen, som stammer fra oparbejdningen af slaggen. Dette skyldes, at energiforbruget er større ved slaggeoparbejdningen end ved

udvinding af grusmaterialer. Her skal man dog huske på, at der spares dels ressourcer i form af grusmateriale samt deponeringsareal til slagger.

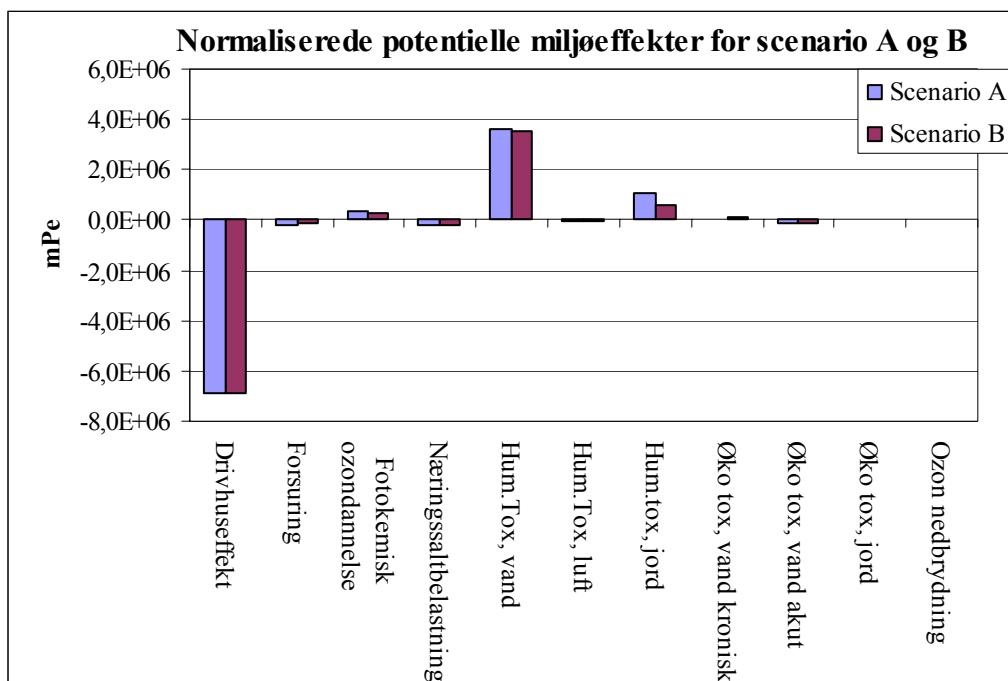
Tabel 19: Normaliserede miljøeffekter for scenario A og B, ca. 81.000 ton/år

	Scenario A mPE	Scenario B mPE		Forskel i personækv. PE
Drivhuseffekt	-6,86E+06	-6,92E+06	Forbrænding bedre	-61
Forsuring	-1,80E+05	-1,55E+05	Biogas bedre	25
Fotokemisk ozondannelse	3,18E+05	2,83E+05	Forbrænding bedre	-35
Næringssaltbelastning	-2,37E+05	-2,26E+05	-	11
Hum.Tox, vand	3,58E+06	3,51E+06	Forbrænding bedre	-70
Hum.Tox, luft	-2,47E+04	-1,69E+04	Biogas bedre	8
Hum.tox, jord	1,09E+06	6,07E+05	Forbrænding bedre	-478
Øko tox, vand kronisk	5,87E+04	7,73E+04	Biogas bedre	19
Øko tox, vand akut	-1,14E+05	-9,26E+04	Biogas bedre	21
Øko tox, jord	1,44E+02	1,62E+02	-	0
Ozon nedbrydning	0	0	-	0

Tabel 20: Normaliserede ressourceforbrug for scenario A og B, ca. 81.000 ton/år

	Scenario A mPE	Scenario B mPE		Forskel i personækv. PE
Naturgas	1,96E+07	1,91E+07	Forbrænding bedre	-463
Råolie	4,53E+05	1,63E+05	Forbrænding bedre	-291
Stenkul	-6,57E+07	-6,51E+07	Biogas bedre	620
Brunkul	-8,33E+05	-8,07E+05	Biogas bedre	26
Aluminium	-2,97E+04	-2,99E+04	-	0
Jern	3,28E+05	3,14E+05	Forbrænding bedre	-14
Mangan	-8,88E+06	-9,30E+06	Forbrænding bedre	-421
Vand	-2,86E+04	-3,04E+04	-	-2
Primær energi*	-2,17E+07	-2,18E+07	Forbrænding bedre	-122

* Primær energi normaliseret med 38.000 MJ/PE, svarende til el og varmeforbrug /Energistyrelsen 2003/



Figur 3: Potentielle normaliserede miljøeffekter for scenario A og B

5 Scenarier på organisk dagrenovation

Dette kapitel beskriver indledningsvist to reference scenarier, hvor 17000 ton korrekt kildesorteret organisk dagrenovation bliver vurderet. Forskellene tydeliggøres ved at kun den organiske fraktion betragtes. De materialefraktioner, som antages at være korrekt sorteret i de grønne poser er madaffald, aftøringspapir samt haveaffald, blomster mm. Desuden indeholder scenario C, hvor bioforgasning er inkluderet, plastic, som følge af et merforbrug til grønne og sorte poser. Derfor betragter Scenario C 17211 ton/år hvor forbrændingsscenariet, Scenario D, betragter 17000 ton/år.

5.1 Reference scenario C: 17000 ton organisk dagrenovation til forbehandling, 6000 ton til bioforgasning.

Dette scenario betragter kun de 17000 ton organisk dagrenovation, som antages at blive sorteret korrekt samt 211 ton plastic, som er merforbruget pga. anvendelse af kraftige sorte og grønne poser. Affaldssammensætningen, som er vurderet ud fra scenario A med samme mængdemæssig forhold mellem madaffald, aftøringspapir og haveaffald mm., ses i Tabel 21.

Tabel 21: Affaldsgenerering og sammensætning i scenario C.

Affaldsgenerering		59.646 kg/pers/år		
Nr.	Materialefraktion	Enfamilieboliger	Flerfamilieboliger	Metanpotentiale Nm ³ CH ₄ /ton VS
1	Animalsk madaffald	17,7%	17,1%	450
2	Vegetabilsk madaffald	64,7%	66,5%	450
13	Aftøringspapir	6,6%	9,3%	365
16	Blød plastic (merforbrug af plasticposer)	1,2%	1,2%	0
20	Haveaffald, blomster mm..	9,8%	5,9%	200
	Sum	100%	100%	

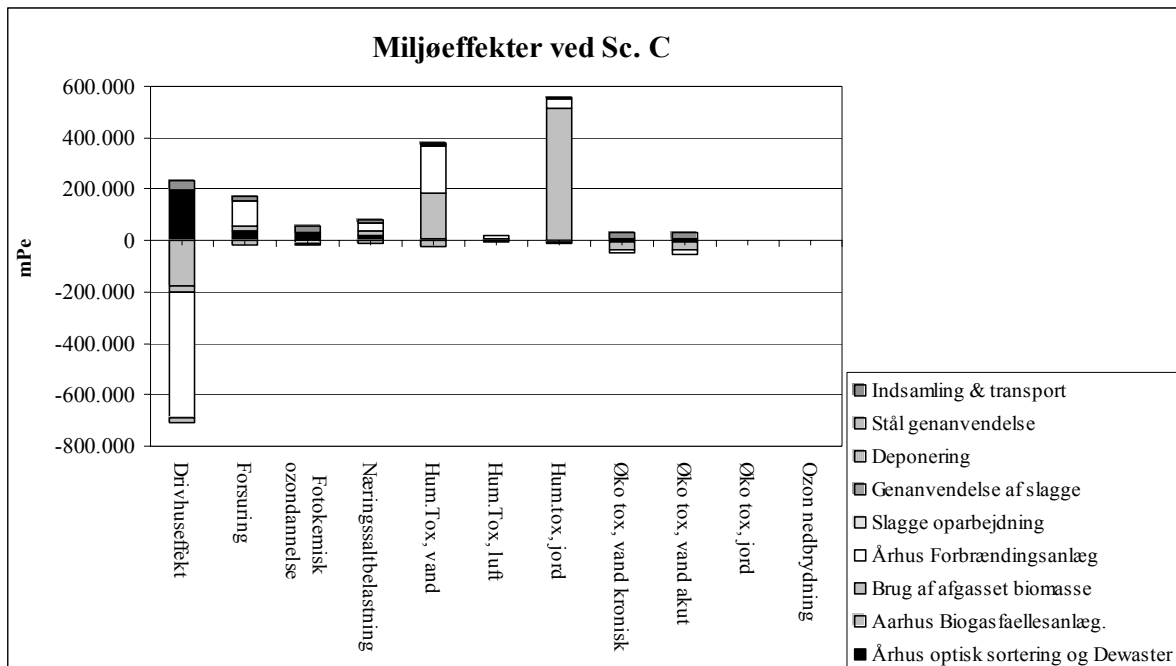
I forbehandlingen føres 6000/17000-dele af de organiske fraktioner videre dog med et højere vandindhold, da Dewastersystemet har tendens til at producere et tørrere rejekt end biomasse. Den forbehandlede dagrenovation til biogasanlægget har et tørstofindhold på ca. 25 %, imens rejektet har et tørstofindhold på ca. 34,5 %. Forbrug til forbehandling skal totalt set svare til Scenario A, hvilket medfører at alle forbrug bliver tilskrevet de 17000 ton i stedet for de ca. 60.000 ton i scenario A. Det medfører, at per ton behandlet indkommende affald, er forbrug en faktor 3,5 større (=60.000 ton/17.211 ton). I Tabel 22 ses opgørelsen for forbehandlingen per ton organisk dagrenovation ved 17.211 ton/år.

Tabel 22: LCI opgørelse for optisk sortering og Dewaster per ton indvejet grønne poser

Input	Enhed	Optisk sortering og Dewaster
		per ton organisk dagrenovation
Forbrug		ved 17.211 ton
El	kWh	39,5
Vand	m ³	0,1
Varme	kWh	14,5
Dieselolie	liter	0,10
Ekstra plastforbrug	kg	12,21
Outputs		
Forbehandlet org. dagr.	t	0,35
Optisk forbehandlet org.dagr.	t	
Restaffald	t	0,65
I alt	t	1

Biogasanlægget har samme data som i scenario A bl.a. med en total energivirkningsgrad på 58 %.

I bilag 3 og 4 ses resultaterne for scenario C, og det ses, at forbrændingen af de 11211 ton bidrager miljømæssigt mere end bioforgasning. Samtidig ses, at forbehandlingen, som inkluderer et merforbrug af plastic har en større påvirkning på miljøet end den undgåede påvirkning fra bioforgasning og biomasseanvendelse på jord. Det skyldes især det høje energiforbrug og CO₂-emission fra plasticfremstilling og at plastforbruget inkluderer en CO₂-emission fra den efterfølgende forbrænding, som i EASEWASTE ellers er CO₂-neutral. Ligeledes ses af Figur 4, at anvendelse af biomasse på jord bidrager væsentligt til human toksicitet via jord og vand, hvilket skyldes, at visse tungmetaller (arsen og kviksølv) findes i større mængder i affaldet end i den erstattede kunstgødning. Dog skal resultaterne vedrørende human og øko-toksiciteter tages med nogen forbehold, da datagrundlaget for tungmetalindhold i gødning og i dagrenovationen samt deres potentielle bidrag til toksicitetseffekterne har en vis grad af usikkerhed. Bidraget fra forbrænding til human toksicitet via jord kommer næsten udelukkende fra emission af arsen, som findes i affaldet, og som bliver emitteret til atmosfæren og siden ender på jord. Den høje emission af kviksølv skyldes, at fordelingskoefficienten for kviksølv til luft er på ca. 34 %.



Figur 4: Normaliserede miljøeffekter for scenario C

5.2 Reference scenario D: 17000 ton organisk dagrenovation til forbrænding

Scenario D betragter 17.000 ton organisk dagrenovation, som kunne have været korrekt sorteret i grønne poser og separat indsamlet, men som brændes på Århus

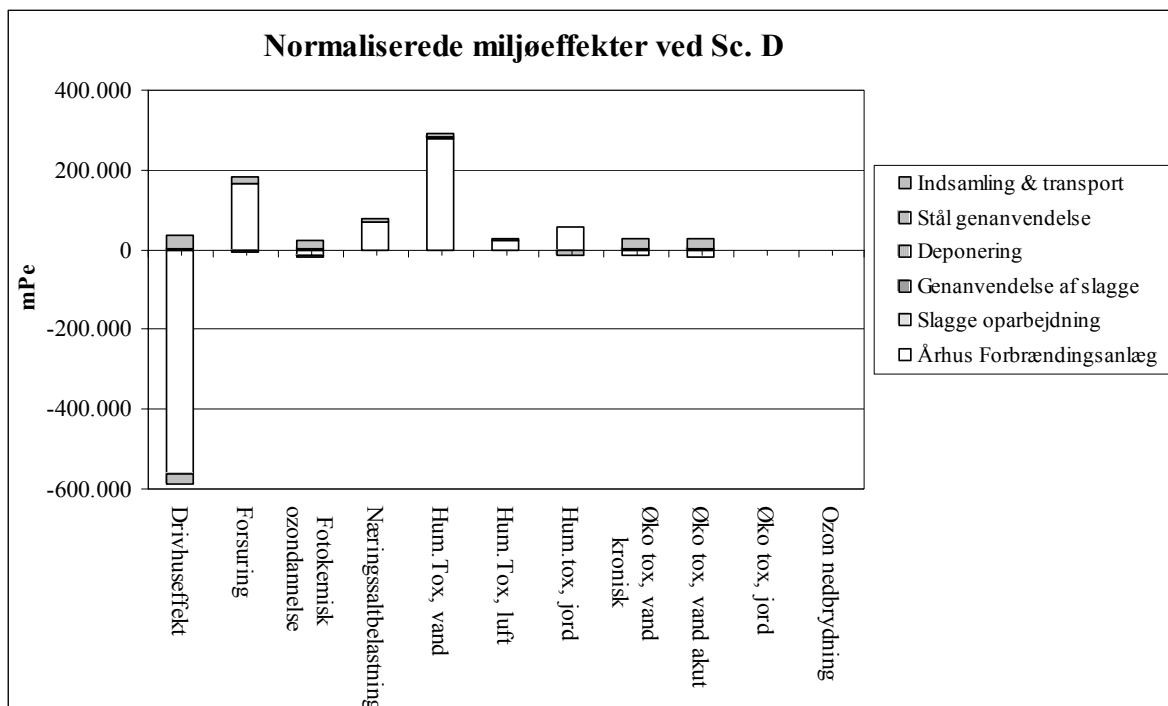
Forbrændingsanlæg sammen med resten af dagrenovationen fra kommunen. Mængderne af fraktionerne for organisk affald er identiske med mængderne i scenario C, der er dog ingen plast i dette scenario, og derfor er affaldsgenereringen per person en anelse mindre end i scenario C, se Tabel 23. De 17.000 ton organisk dagrenovation føres direkte til forbrændingsanlægget, som har samme teknologi som i de øvrige scenarier. Pga. et mindre askeindhold i disse fraktioner, dannes en forholdsvis lille mængde slagge til oparbejdning.

Tabel 23: Affaldsgenerering og sammensætning i scenario D.

Affaldsgenerering		58,915 kg/pers/år		
Nr.	Materialefraktion	Enfamilieboliger	Flerfamilieboliger	Brændværdi MJ/kg TS
1	Animalsk madaffald	17,9%	17,3%	19
2	Vegetabilsk madaffald	65,5%	67,4%	17,1
13	Aftøringspapir	6,7%	9,4%	17,1
16	Blød plastic (merforbrug af plasticposer)	0,0%	0,0%	33
20	Haveaffald, blomster mm..	9,9%	5,9%	17,1
Sum		100%	100%	-

Ved forbrændingsscenariet af 17000 ton/år er der en negativ påvirkning mht. drivhuseffekt skyldes energifremstillingen ved forbrændingsanlægget, se Figur 5. Til gengæld er der en positiv påvirkning mht. forsurening, nærings saltbelastning og human toksicitet via vand og

jord, som især skyldes emission af henholdsvis SO₂ og NO_x, NO_x, arsen og kviksølv for de fire ovennævnte miljøeffekter.



Figur 5: Normaliserede miljøeffekter for scenario D fordelt på delmoduler

5.3 Delkonklusion I: Bioforgasning og forbrænding

Resultaterne for miljøeffekter og for visse ressourcer er givet i normaliserede værdier. Dette afspejler ikke nødvendigvis farligheden, hvorfor resultaterne kan vægtes. Dette er imidlertid ikke gjort og kan gøres af læseren. Det skyldes, at der anses at være væsentlige usikkerheder på især toksicitetseffekterne, som samtidig har de største vægtningsfaktorer i UMIP metoden. Hvis beregningerne havde vægтет resultaterne, ville forbrændingsscenariet blive mere fordelagtigt, da denne mulighed opnår bedre resultater på både human toksicitet via vand og via jord. Vægtningsfaktorerne fra UMIP ses i Tabel 1.

Resultaterne i Tabel 24 og Tabel 25 fra Scenario C og D viser, at mht. til drivhuseffekt og energiressourcer er forbrændingsscenariet mere besparende. Dette skyldes i høj grad det høje plastforbrug til de grønne og sorte poser, som er medvirkende til et højt ressourceforbrug til fremstilling og en høj CO₂-emission dels ved fremstilling, dels ved forbrænding i affaldsforbrændingsanlægget.

Resultaterne for øko- og humantoksicitet må betragtes med yderste forsigtighed, da der givetvis er store usikkerheder på indholdet af tungmetaller i de organiske materialefraktioner, samt i data omkring jordemissioner ved den undgåede brug af kunstgødning. For human toksicitet til jord viser det sig, at specielt arsen, som er tilstede i dagrenovationen, er den store bidragsydere. Om de største usikkerheder er knyttet til den kemiske affaldssammensætning eller til emissionen fra kunstgødning (som trækkes fra i

beregningerne), er svært at vurdere. Scenario C6 viser resultaterne for en lavere koncentration af tungmetaller i dagrenovationen.

Forsuring og økotoksicitet har de laveste miljøpåvirkninger ved bioforgasningsscenarioet, men værdierne er forholdsvis små i forhold til bidragene til drivhuseffekten og human toksicitet til via vand og jord, hvilket må anses som de vigtigste miljøeffekter, Figur 6.

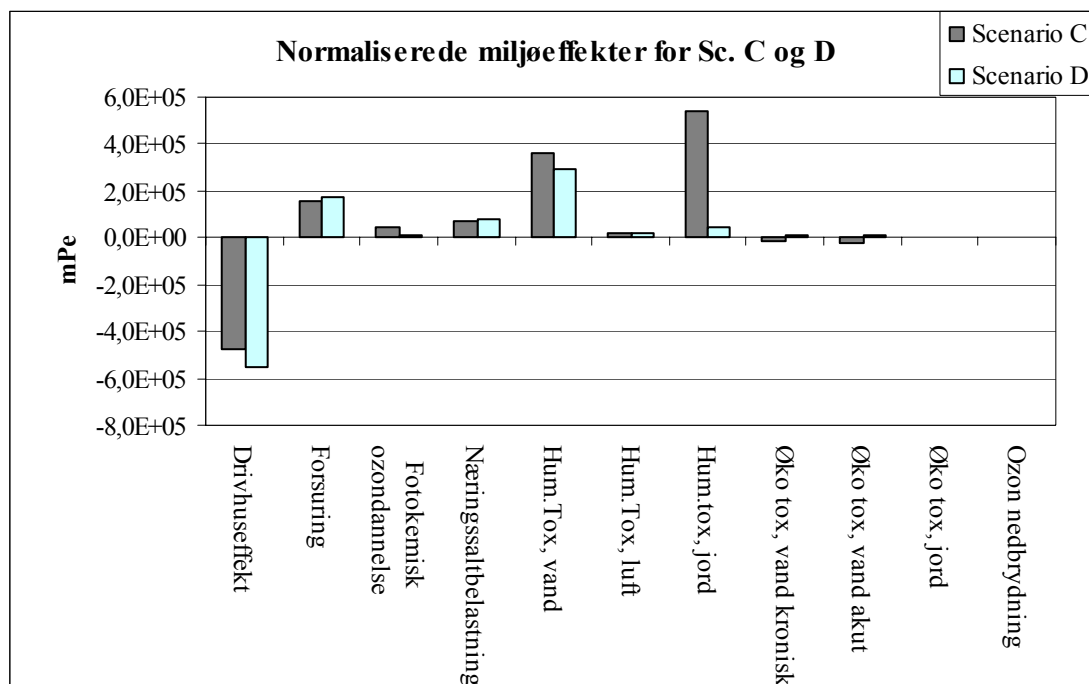
Tabel 24: Normaliserede miljøeffekter for scenario C og D, 17211 ton/år

	Scenario C mPE	Scenario D mPE	Forskel i personækvivalenter	PE
Drivhuseffekt	-4,75E+05	-5,51E+05	Forbrænding bedre	-76
Forsuring	1,52E+05	1,77E+05	Biogas bedre	25
Fotokemisk ozondannelse	4,09E+04	7,03E+03	Forbrænding bedre	-34
Næringssaltbelastning	6,85E+04	7,81E+04	Biogas bedre	10
Hum.Tox, vand	3,58E+05	2,92E+05	Forbrænding bedre	-66
Hum.Tox, luft	1,56E+04	2,37E+04	Biogas bedre	8
Hum.tox, jord	5,44E+05	4,62E+04	Forbrænding bedre	-497
Øko tox, vand kronisk	-1,44E+04	1,22E+04	Biogas bedre	27
Øko tox, vand akut	-2,17E+04	6,90E+03	Biogas bedre	29
Øko tox, jord	-1,80E+01	3,73E+00	-	0
Ozon nedbrydning	0	0	-	0

Tabel 25: Normaliserede ressourceforbrug og forbrug af primær energi i scenario C og D

	Scenario C mPE	Scenario D mPE	Forskel i personækv.	PE
Naturgas	4,65E+05	-5,05E+03	Forbrænding bedre	-471
Råolie	4,17E+05	1,48E+05	Forbrænding bedre	-270
Stenkul	-3,88E+06	-3,37E+06	Biogas bedre	509
Brunkul	-7,20E+04	-4,62E+04	Biogas bedre	26
Aluminium	1,37E+04	-1,50E+02	Forbrænding bedre	-14
Jern	-8,19E+05	-1,26E+06	Forbrænding bedre	-445
Mangan	-2,40E+03	-4,20E+03	Forbrænding bedre	-2
Vand	-2,48E+03	-2,77E+03	-	0
Primær energi*	-1,26E+06	-1,42E+06	Forbrænding bedre	-161

* Primær energi normaliseret med 38.000 MJ/PE, svarende til el og varmekonsum /Energistyrelsen 2003/.



Figur 6: Normaliserede miljøeffekter for scenario C og D

5.4 Følsomhedsscenarier

I det efterfølgende beskrives de enkelte følsomhedsscenarier, og resultater kan ses på Figur 7 og i Bilag 5 til 7.

Scenario C1: Biogas scenario hvor madaffald har et metan potentiale på 500 Nm³ per ton VS

Dette scenario indeholder en væsentlig højere biogasproduktion, som er medvirkende til en højere energiproduktion på biogasanlægget og derved undgå emissioner, som bidrager især til drivhuseffekten. På trods af, at biogasproduktionen stiger med 11 % er konsekvenserne af mindre betydning, da forbrændingen stadig bidrager med den største energiproduktion.

Scenario C2: Biogas scenario hvor der ikke tages hensyn til et merforbrug af plastposer.

Dette scenario indeholder ikke et merforbrug af plasticposer, hvilket er medvirkende til en væsentlig reduceret emission af drivhusgasser samt en reduktion i energiforbruget på det optiske sortering og Dewastersystemet. Ved denne situation er bioforgasning marginalt bedre end forbrænding mht. energi og drivhuseffekt (hhv. 18 % for energi og 8 % for drivhusgasser).

Scenario C3: Biogas scenario, hvor energiforbruget til optisk sortering og Dewaster-systemet antages at være reduceret med 50 %.

En mindsket emission af drivhusgasser, men ikke væsentlig i forhold til de overordnede konklusioner.

Scenario C4: Biogas scenario, hvor biogassens energi bliver udnyttet med ca. 88 %, 41% til elproduktion, 47 % til varmeproduktion.

Ved denne situation produceres ca. 25 % mere el og varme ved biogasanlægget, hvilket gør bioforgasningsalternativet ligeværdigt med forbrænding mht. energi og drivhusgasser.

Scenario C5: Biogas scenario, hvor 1 % af metan slipper uforbrændt igennem generatorerne.

Herved er emissionen af drivhusgasser mindsket men de overordnede konklusioner ændres ikke i forhold til Scenario C og D. Forbrændingsscenariet er stadig marginalt bedre mht. energi og drivhuseffekt.

Scenario C6: Biogas scenario, hvor indholdet af tungmetaller er halveret i de organiske materialfraktioner (As, Cd, Cr, Cu, Hg og Mo).

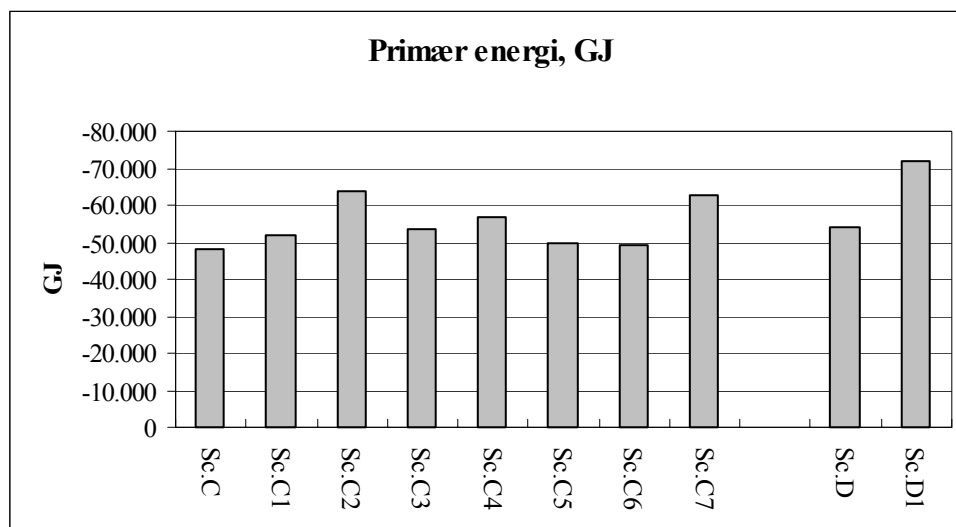
Disse data har yderst stor usikkerhed og spredning i de kilder, som er anvendt. Koncentrationen af mangan (Mn) er dette scenario dog sat til 0 %, idet der ikke findes oplysninger om mangan emissionen ved anvendelse af kunstgødning. Det betyder dog ikke nødvendigvis, at den ikke findes, og for at lave en retfærdig sammenligning ses bort for mangan i dagrenovationen, således kun de samme tungmetaller i affaldssammensætning og undgåede emissioner fra brug af kunstgødning er inkluderet i beregningerne. Herved reduceres human toksiciteten via jord drastisk til et niveau under halvdelen. Human toksicitet via vand reduceres ligeledes således at mht. denne potentielle miljøeffekt er bioforgasning mere fordelagtig end forbrænding.

Scenario C7: Biogas scenario, hvor der tages hensyn til det fremtidige forbrændingsanlæg med bedre el-udnyttelse.

Dette scenario bør sammenlignes med det efterfølgende scenario D1, hvor alle 17.000 ton brændes med fremtidig energivirkningsgrader. Konklusionerne er de samme, som i delkonklusion I, og forbrænding er stadig mht. mange af de vigtigste miljøpåvirkninger og energi fordelagtig i forhold til bioforgasning.

Scenario D1: Forbrændingsscenario, hvor der tages hensyn til det fremtidige forbrændingsanlæg med bedre el-udnyttelse.

Det ses af Figur 7, at der sker en væsentlig forbedring mht. drivhuseffekt og energi når elvirkningsgraden øges, selvom den samlede energivirkningsgrad for el og varme er den samme på 80%.



Figur 7 : Forbrug af primær energi for følsomhedscenarier

5.5 Andre usikkerhedsparametre

Fordelingskoefficienter ved forbehandling

Forbehandlingen på det optiske sortering- og Dewastersystem producerer en biomasse, som ofte er vådere end rejektet, som går til forbrænding. Justeres forbehandlingen, således biomassen bliver vådere, bliver rejektet dermed tørrere, og energiproduktionen vil derved øges. Samlet set vil bioforgasningsscenarioet producere mere energi, men indenfor realistiske fordelinger, vil der ikke kunne produceres mere energi end ved forbrænding.

Fordelingskoefficienterne kan justeres således en større mængde end de 6000 ton føres til bioforgasning, men dette medfører ikke væsentlig ændringer, da der per ton organisk dagrenovation ikke produceres den samme mængde energi ved bioforgasning som ved forbrænding. Derfor medfører en øget mængde til bioforgasning ikke et bedre miljøresultat.

Processpecifikke emissioner ved bioforgasning

De processpecifikke emissioner af NO_x og SO₂ bidrager kun meget lidt til de samlede miljøeffekter.

Kulstofbinding på landbrugsjord

Hvis man antager, at en del af kulstoffet i den afgassede organisk dagrenovation bliver bundet og tilbageholdt i jorden i en årrække, undgås en emission af CO₂, som ellers opstår ved nedbrydning af organisk stof. Bindningen af kulstof varer dog ikke evigt, og på et tidspunkt vil al kulstof være omdannet til CO₂. Denne CO₂-emission bidrager dog ikke til drivhuseffekten, da den er af organisk oprindelse. Fortsætter man med at føre afgasset affald til landbrugsjorden vil niveauet af bundet kulstof stabilisere sig med tiden. Hvis man antager, at niveauet stabilisere sig ved 15 % af kulstoffet i affaldet /Hogg, 2002/, som bindes i en årrække, øges den samlede sparede drivhuseffekt i scenario C med 8 %.

Indsamling og transport (forbrænding af olie i motor)

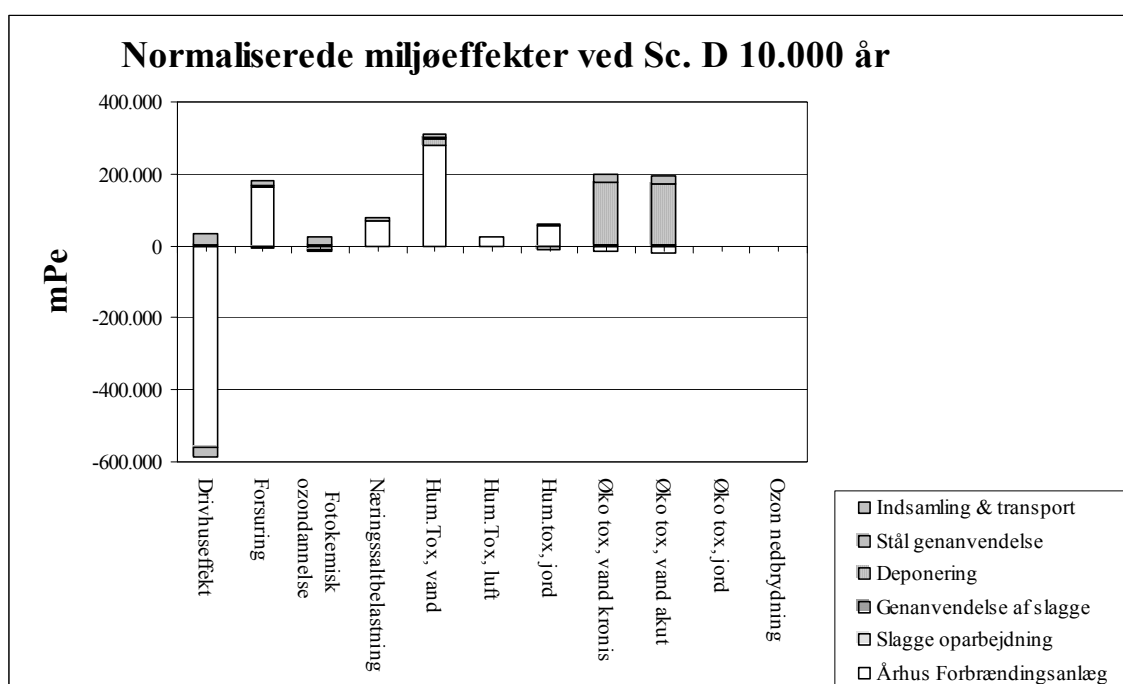
Indsamling og transport har meget begrænset betydning for de overordnede resultater, og derfor vil selv en markant ændring i dieselforbruget ikke ændre væsentligt ved resultaterne.

Ekstern el baseret på gennemsnitlig dansk produktion og med mindre metan emission

De samlede resultater er meget afhængige af de eksterne produktioner af el og varme, da der i de fleste processer er et signifikant forbrug eller produktion. Der er alle steder i beregningerne valgt kulbaseret el- og varmeproduktion, da det er denne energikilde, som er mindst ønskelig. Det betyder for eksempel, at drivhuseffekten bliver meget signifikant i forhold til de andre miljøeffekter, da kulbaseret energifremstilling er meget CO₂ belastet. Havde man alternativt valgt at basere el og varme på naturgas, ville den undgåede drivhuseffekt være mindre, men forholdene mellem scenarierne vil dog være den samme som ovenfor.

Emission fra deponier

Deponering af flyveaske er i referencescenariet modelleret som deponering af sigterest. Det kan være med til at undervurdere de faktiske emissioner fra flyveasken. Dog er deponeringen modelleret ganske konservativt idet det antages, at der ingen efterfølgende perkolatrensning finder sted. Samtidig deponeres flyveasken på specialdeponier i udlandet, så de faktiske emissioner er svære at estimere. Der er foretaget beregninger hvor tidshorisonten er øget fra de 100 år i scenario D til hhv. 1000 og 10.000 år og med de samme årlige perkolatmængder og koncentrationer. Ved 10.000 år bliver miljøeffekterne for økotoksicitet via vand af betydelig størrelse, men stadig ikke vigtigere end drivhuseffekt og human toksicitet via vand, Figur 8.



Figur 8 : Normaliserede miljøeffekter ved scenario D med tidshorisont på 10.000 år

5.6 Delkonklusion II: Følsomhedsscenarier

Afgørende for resultaterne er, at borgerne i Århus Kommune skal anvende de kraftige plasticposer, som udleveres af kommunen, og derved skabes et merforbrug af plast. Udover at plasticposerne skal produceres og bidrager til et energiforbrug og emissioner, brændes plasticen af, og denne er undtagelsesvist ikke vurderet CO₂-neutral, som forbrænding af den resterende dagrenovation er i beregningerne.

Et andet afgørende aspekt er, at energieffektiviteten på biogasfællesanlægget er antaget lavere end deklareret af producenten af gasmotoren, og at der ikke produceres den mængde energi, som forbrændingsanlægget i stand til. Især ved at øge elvirkningsgraden kunne miljøresultaterne se bedre ud for bioforgasningsscenerierne, men dette kan ligeledes gøres på forbrændingsanlægget og er undervejs.

Det kan til gengæld konkluderes, at der skal stræbes efter at øge elektricitetsvirkningsgraden, da ekstern elproduktion har en større miljøbelastning end fjernvarmeproduktion.

6 Konklusion

Resultaterne fra miljøvurderingen på behandling af hele dagrenovationen viser, at hverken på ressourceforbrug eller på miljøeffekterne er der væsentlig forskel på om den organiske fraktion afbrændes eller bioforgasses. Forskellene forsvinder i de samlede resultater pga. den forholdsmæssige lille del af det organiske dagrenovation som bioforgasses hhv. forbrændes. Knap 6.000 ton organisk dagrenovation ud af i alt ca. 80.000 ton dagrenovation har forskellig behandling i de to scenarier. Forbrændingsscenariet sparer energi svarende til knap 10.500 husstande, og forskellen på de to scenarier i emission af drivhuseffekten er på 60-75 personækvivalenter, og mht. primær energi på ca. 60-75 husstande⁴, begge til forbrændingsscenariets fordel.

Genanvendelse af papir og glas viser sig at være både miljømæssigt og ressourcemæssigt fordelagtigt.

Resultaterne fra scenario C og D samt for de 8 følsomhedsscenarier (C1 – C7 + D1), hvor 17000 ton organisk dagrenovation vurderes, viser en større forholdsmæssig forskel på ressourceforbrug og miljøeffekter. Det vurderes, at udbyttet af den organisk dagrenovation og plastforbruget er af afgørende betydning for det samlede resultat. Såfremt energivirkningsgraden øges, vil følsomheden for parametre som er vurderet også øges og resultaterne vil forbedres i disse scenarier. Det vurderes også, at anvendelse af afgasset organisk dagrenovation fører til en øget toksicitet for mennesker via jorden, som skyldes, at dagrenovationen indeholder større mængder af tungmetaller end den alternative kunstgødning. Dog er værdien af strukturmaterialer ikke inkluderet i beregningerne.

De vigtigste miljøeffekter anses at være drivhuseffekten samt human toksicitet via vand og jord, når de normaliserede miljøeffekter betragtes. Den potentielle human toksicitet via jord er meget afhængig af tungmetalindholdet i dagrenovationen samt den erstattede kunstgødning. Human toksiciteten via vand er meget afhængig af emissionen af kviksølv både som luftemission fra forbrændingsanlægget og fra anvendelse af afgasset biomasse på landbrugsjord. Ved forbrænding bidrager især kviksølv til den potentielle human toksicitet via vand, da rensningseffektiviteten af kviksølv fra dagrenovationen er lav. Forsuring, fotokemisk ozondannelse og næringssaltbelastning er i kun i mindre grad vigtig for det overordnede affaldssystem sammenholdt med drivhuseffekten og den potentielle human toksicitet.

De ressourcer, som spares mest er kul, idet hele energifremstillingen er baseret på kul fra Studstrupværket. Dette vil ændres, hvis den eksterne el- og varmeproduktion er baseret på andre kilder. Naturgas og råolie forbruges til især transport, men ikke i samme størrelsesorden som den mængde kul, som substitueres ved energiproduktion.

Resultaterne viser, at uanset om bioforgasning eller forbrænding vælges som behandlingsform for den organiske fraktion, er der store energimæssige og ressourcemæssige gevinster. Resultaterne viser, at forbrænding frem for bioforgasning af den organiske del af dagrenovationen vil øge energifremstillingen nok til at supplere ca. ½ % af husstandene i Århus

⁴ En gennemsnitlig husstand med 2,1 personer bruger ca. 80 GJ/år til opvarmning og elektriske artikler i husstanden /Energistyrelsen, 2003/.

Kommune og spare emissionen af drivhusgasser svarende med ca. 60 personækvivalenter ved en ændret håndtering af dagrenovationen fra knap 300.000 mennesker.

Alt i alt må det konkluderes, at der ikke er den store miljømæssige forskelle på om den organiske fraktion bioforgasses eller forbrændes; det vigtigste er, at energien udvindes og anvendes til el og varmfremstilling, hvilket den vil gøre i begge tilfælde.

7 Referencer

Danmarks Statistik, 2002: www.statistikbanken.dk

Energistyrelsen (1996): "*Teknologidata for vedvarende energianlæg. Del 2 Biomasseteknologier*", 1996, Energistyrelsen

Energistyrelsen, 2003: "*Energistatistik 2001*",
http://www.ens.dk/graphics/publikationer/statistik/stat_01/fig3d_hushold.htm

Hogg, 2002: "*Composting waste – Assessing the costs and benefits*", Waste Management World, March April, 2002

Munk Jensen, 2004: Personlig kommunikation med Bjarne Munk Jensen, ÅKV, Styregruppemøde 7. september 2004.

Kirkeby, J. T. og T. H. Christensen (2003): "*Miljøvurdering af affaldssystemet i Århus Kommune - En præliminær opgørelse over energi og emission af drivhusgasser i forbindelse med håndteringen af dagrenovation i Århus*", 2003

Nielsen, M. og J. de Wit (1997): "*Emissionsforhold ved gasdrevne kraftvarmeanlæg < 25 MWe*", Arbejdsrapport nr. 17 1997, Danish EPA, Copenhagen

Ottosen, 2003: Personlig kommunikation med Lars Ottosen, ÅKV

Petersen, C. og I. Domela (2003): "*Sammensætning af dagrenovation og ordninger af hjemmekompostering*", Miljøprojekt nr. 868 2003, Danish EPA

Randrup, 2004: Personlig kommunikation med Karsten Randrup, Århus Kommunale Værker, september 2004

Rasmussen, H., 2003: Personlig kommunikation mellem Harpa Birgisdottir, M&R, DTU og Hanne Rasmussen, Århus Kommunale Værker, i februar-april 2003.

Riber, 2004: "*Kemisk sammensætning af dagrenovation, Del 1: Forbrændingstest ved Århus Forbrændingsanlæg*", Miljø & Ressourcer, DTU

SEEK, 2001: "*Simulering af energiforbrug og emissioner med variabel køretøjskonfiguration, vs. 3.0.0*", PC program, udviklet af Teknologisk Institut med støtte fra Trafikministeriet, Færdselsstyrelsen og Hovedstadsområdets Trafikselskab

Tønning, K. (2003): "*Erfaringer med indsamling og behandling af bioaffald i Århus Kommune*", Miljøprojekt nr. 820 2003, Danish EPA

Wenzel, H., M. Hauschild og L. Alting (1997): "*Environmental assessment of products, vol.1: Methodology, tools and case studies in product development*", 1997, Chapman & Hall, London

Århus Amt, 2001: "*Ny ovnlinje på Affaldscenter Århus – Forslag til tillæg nr. 11 til Regionplanen 1997*", Århus Amt juni 2001

Århus Genbrugsselskab, 2001: ”*Grønt regnskab for Århus genbrugsselskab A/S*”

ÅKV, 2004: ”*Grønt regnskab 2003. Affaldscenter Århus, Lisbjerg Slaggedepot*”. Århus Kommunale værker 2004.

BILAG

Bilag 1: Normaliserede miljøeffekter for delmoduler for scenario A og B	40
Bilag 2: Normaliserede ressourceforbrug og energiforbrug for delmoduler for scenario A og B	41
Bilag 3: Normaliserede miljøeffekter for delmoduler for scenario C og D	42
Bilag 4: Ressourceforbrug for delmoduler for scenario C og D	43
Bilag 5: Normaliserede miljøeffekter for følsomhedsscenarier	44
Bilag 6: Normaliserede ressourceforbrug samt energiforbrug for følsomhedsscenarier.....	45
Bilag 7: Normaliserede miljøeffekter for følsomhedsscenarier	46

Bilag 1: Normaliserede miljøeffekter for delmoduler for scenario A og B, ca. 81.000 ton/år

Scenario A

Norm. mPe	Drivhuseffekt	Forsuring	Fotokemisk ozon-dannelse	Nærings- saltbe-lastning	Hum.Tox, vand	Hum.Tox, luft	Hum,tox, jord	Øko tox, vand kronisk	Øko tox, vand akut	Øko tox, jord	Ozon nedbrydning
Optisk sortering & Dewaster	1,90E+05	3,70E+04	3,11E+04	1,66E+04	8,63E+03	4,51E+03	1,23E+03	3,16E+03	3,35E+03	6,81E+00	0
Biogasanlæg	-1,82E+05	-1,65E+04	-2,41E+03	-1,31E+04	-2,40E+04	-3,44E+03	-3,06E+03	-7,44E+03	-7,38E+03	-1,84E+01	0
Brug af afgasset biomasse	-2,63E+04	1,93E+04	2,14E+02	1,86E+04	1,66E+05	-6,76E+02	4,91E+05	-2,53E+04	-2,78E+04	-9,78E+00	0
Århus Forbrændingsanlæg	-4,59E+06	1,82E+05	-1,24E+05	-7,81E+04	3,77E+06	1,32E+05	7,21E+05	4,63E+03	-1,61E+05	5,50E+02	0
Slagge oparbejdning	7,68E+03	2,68E+03	3,17E+03	1,82E+03	1,45E+03	4,95E+02	2,63E+02	3,39E+03	3,27E+03	2,28E+00	0
Genanvendelse af slagge	-1,06E+03	-3,52E+02	-4,01E+02	-2,39E+02	3,93E+03	-5,46E+01	6,45E+03	-4,12E+02	-4,15E+02	-2,94E-01	0
Deponering	1,40E+03	3,17E+02	2,32E+02	2,09E+02	1,69E+03	5,05E+01	1,08E+02	2,44E+04	2,38E+04	3,03E-01	0
Stål genanvendelse	-1,79E+05	-3,77E+04	-2,85E+04	-8,06E+03	3,83E+04	-1,91E+04	-8,57E+04	-4,05E+03	-3,14E+03	-1,39E+02	0
Papir og pap sortering	2,23E+04	3,54E+03	6,25E+02	2,23E+03	2,53E+03	5,52E+02	3,23E+02	7,84E+02	7,77E+02	1,94E+00	0
Genanvendelse af papir	-2,21E+06	-4,81E+05	2,42E+05	-3,03E+05	-4,61E+05	-7,08E+04	-5,84E+04	-1,42E+05	-1,39E+05	-3,53E+02	0
Glassortering	8,35E+03	1,30E+03	3,31E+02	8,26E+02	8,73E+02	2,03E+02	1,12E+02	2,71E+02	2,70E+02	6,72E-01	0
Glas genanvendelse	-9,70E+04	1,71E+04	1,23E+04	3,64E+04	-4,03E+03	-6,39E+04	-1,45E+03	-7,05E+03	-6,59E+03	-2,06E+01	0
Flaske genbrug	-9,28E+04	-4,73E+04	-1,33E+04	-8,71E+03	-1,33E+03	-2,76E+04	-4,41E+02	-2,34E+03	-2,20E+03	-6,56E+00	0
Indsamling & transport	2,95E+05	1,40E+05	1,97E+05	9,71E+04	7,07E+04	2,26E+04	1,40E+04	2,10E+05	2,03E+05	1,29E+02	0
SUM	-6,86E+06	-1,80E+05	3,18E+05	-2,37E+05	3,58E+06	-2,47E+04	1,09E+06	5,87E+04	-1,14E+05	1,44E+02	0

Scenario B

Norm. mPe	Drivhuseffekt	Forsuring	Fotokemisk ozon-dannelse	Nærings- saltbe-lastning	Hum.Tox, vand	Hum.Tox, luft	Hum,tox, jord	Øko tox, vand kronisk	Øko tox, vand akut	Øko tox, jord	Ozon nedbrydning
Århus Forbrændingsanlæg	-4,66E+06	2,51E+05	-1,25E+05	-4,24E+04	3,85E+06	1,42E+05	7,36E+05	2,21E+03	-1,64E+05	5,57E+02	0
Slagge oparbejdning	8,05E+03	2,81E+03	3,31E+03	1,91E+03	1,52E+03	4,86E+02	2,75E+02	3,55E+03	3,42E+03	2,38E+00	0
Genanvendelse af slagge	-1,12E+03	-3,73E+02	-4,26E+02	-2,53E+02	4,17E+03	-5,79E+01	6,85E+03	-4,36E+02	-4,40E+02	-3,12E-01	0
Deponering	1,19E+03	2,72E+02	1,99E+02	1,79E+02	1,45E+03	4,32E+01	9,23E+01	2,09E+04	2,04E+04	2,59E-01	0
Stål genanvendelse	-1,87E+05	-3,95E+04	-2,99E+04	-8,44E+03	4,01E+04	-2,00E+04	-8,97E+04	-4,24E+03	-3,28E+03	-1,45E+02	0
Papir og pap sortering	2,23E+04	3,54E+03	6,25E+02	2,23E+03	2,53E+03	5,52E+02	3,23E+02	7,83E+02	7,77E+02	1,94E+00	0
Genanvendelse af papir	-2,21E+06	-4,81E+05	2,42E+05	-3,03E+05	-4,61E+05	-7,08E+04	-5,84E+04	-1,42E+05	-1,39E+05	-3,53E+02	0
Glassortering	8,33E+03	1,29E+03	3,30E+02	8,24E+02	8,71E+02	2,02E+02	1,11E+02	2,71E+02	2,69E+02	6,71E-01	0
Glas genanvendelse	-9,68E+04	1,70E+04	1,22E+04	3,63E+04	-4,02E+03	-6,37E+04	-1,45E+03	-7,03E+03	-6,57E+03	-2,05E+01	0
Flaske genbrug	-9,25E+04	-4,72E+04	-1,33E+04	-8,69E+03	-1,33E+03	-2,75E+04	-4,40E+02	-2,34E+03	-2,19E+03	-6,54E+00	0
Indsamling & transport	2,88E+05	1,37E+05	1,93E+05	9,48E+04	6,90E+04	2,20E+04	1,36E+04	2,05E+05	1,98E+05	1,25E+02	0
SUM	-6,92E+06	-1,55E+05	2,83E+05	-2,26E+05	3,51E+06	-1,69E+04	6,07E+05	7,73E+04	-9,26E+04	1,62E+02	0

Bilag 2: Normaliserede ressourceforbrug og energiforbrug for delmoduler for scenario A og B, ca. 81.000 ton/år

Scenario A

	Naturgas, mPe	Råolie, mPe	Stenkul, mPe	Brunkul, mPe	Vand, mPe	Aluminium, mPe	Jern, mPe	Mangan, mPe	Primær energi, MJ
Optisk sortering & Dewaster	5,20E+05	2,58E+05	6,57E+05	6,19E+03	69	1,34E+04	576	16	2,65E+07
Biogasanlæg	-7,33E+03	-3,41E+04	-1,62E+06	-1,73E+04	-424	-5,20E+02	-16	-5	-2,85E+07
Brug af afgasset biomasse	-6,37E+04	-3,13E+03	-6,41E+03	-2,23E+04	8	3,19E+01	36	13	-1,28E+06
Århus Forbrændingsanlæg	-1,59E+05	-7,67E+05	-2,84E+07	-3,76E+05	-21615	-1,17E+04	-374	-123	-5,07E+08
Slagge oparbejdning	3,95E+03	3,55E+04	2,75E+04	8,32E+02	63	2,48E+02	268	96	1,43E+06
Genanvendelse af slagge	-5,01E+02	-4,49E+03	-4,23E+03	-1,12E+02	-8	-3,15E+01	-34	-12	-1,93E+05
Deponering	2,91E+02	2,48E+03	9,62E+03	1,27E+02	4	1,86E+01	18	6	2,310E+05
Stål genanvendelse	-1,11E+05	-1,80E+05	-3,44E+05	-3,17E+04	-2791	-3,94E+03	-8,89E+06	-34546	-1,26E+07
Papir og pap sortering	7,99E+02	3,76E+03	1,82E+05	1,82E+03	25	5,68E+01	2	1	3,21E+06
Genanvendelse af papir	1,97E+07	-5,24E+05	-3,64E+07	-3,32E+05	473	3,31E+05	-313	-109	-3,43E+08
Glassortering	6,52E+03	1,44E+03	5,96E+04	6,29E+02	15	1,27E+02	1	0	1,15E+06
Glas genanvendelse	-3,83E+05	-2,47E+05	4,17E+04	-7,48E+04	-7118	-9,54E+03	-121	-40	-1,26E+07
Flaske genbrug	-1,60E+05	-3,31E+05	-1,21E+04	-2,51E+04	-2411	-6,58E+03	-160	-53	-1,14E+07
Indsamling & transport	2,46E+05	2,24E+06	2,87E+04	3,72E+04	4044	1,54E+04	17170	6143	6,11E+07
SUM	1,96E+07	4,53E+05	-6,57E+07	-8,33E+05	-29667	3,28E+05	-8,88E+06	-28614	-8,23E+08

Scenario B

	Naturgas, mPe	Råolie, mPe	Stenkul, mPe	Brunkul, mPe	Vand, mPe	Aluminium, mPe	Jern, mPe	Mangan, mPe	Primær Energi, MJ
Århus Forbrændingsanlæg	-1,61E+05	-7,77E+05	-2,87E+07	-3,82E+05	-22018	-1,18E+04	-379	-125	-5,13E+08
Slagge oparbejdning	4,14E+03	3,72E+04	2,88E+04	8,72E+02	66	2,60E+02	281	100	1,50E+06
Genanvendelse af slagge	-5,31E+02	-4,76E+03	-4,49E+03	-1,19E+02	-8	-3,34E+01	-36	-13	-2,05E+05
Deponering	2,49E+02	2,12E+03	8,24E+03	1,09E+02	4	1,59E+01	15	5	1,977E+05
Stål genanvendelse	-1,16E+05	-1,88E+05	-3,60E+05	-3,32E+04	-2923	-4,13E+03	-9,31E+06	-36177	-1,32E+07
Papir og pap sortering	7,99E+02	3,76E+03	1,82E+05	1,82E+03	25	5,68E+01	2	1	3,21E+06
Genanvendelse af papir	1,97E+07	-5,23E+05	-3,64E+07	-3,32E+05	473	3,31E+05	-313	-109	-3,43E+08
Glassortering	6,50E+03	1,44E+03	5,95E+04	6,28E+02	15	1,27E+02	1	0	1,15E+06
Glas genanvendelse	-3,82E+05	-2,47E+05	4,16E+04	-7,46E+04	-7100	-9,52E+03	-121	-40	-1,26E+07
Flaske genbrug	-1,60E+05	-3,30E+05	-1,20E+04	-2,51E+04	-2405	-6,56E+03	-160	-53	-1,14E+07
Indsamling & transport	2,40E+05	2,19E+06	2,81E+04	3,63E+04	3947	1,50E+04	16758	5995	5,96E+07
SUM	1,91E+07	1,63E+05	-6,51E+07	-8,07E+05	-29926	3,14E+05	-9,30E+06	-30414	-8,28E+08

Bilag 3: Normaliserede miljøeffekter for delmoduler for scenario C og D, ca. 17.000 ton/år

Scenario C

Norm. mPe	Drivhuseffekt	Forsuring	Fotokemisk ozondannelse	Nærings salt belastning	Hum.Tox, vand	Hum.Tox, luft	Hum.tox, jord	Øko tox, vand kronisk	Øko tox, vand akut	Øko tox, jord	Ozon nedbrydning
Århus optisk sortering og Dewaster	1,95E+05	3,81E+04	3,21E+04	1,71E+04	8,90E+03	4,65E+03	1,27E+03	3,25E+03	3,44E+03	7,02E+00	0,00E+00
Aarhus Biogasfaellesanlæg	-1,76E+05	-1,61E+04	-2,16E+03	-1,27E+04	-2,34E+04	-3,36E+03	-2,99E+03	-7,28E+03	-7,22E+03	-1,80E+01	0,00E+00
Brug af afgasset biomasse	-2,79E+04	2,06E+04	2,07E+02	2,08E+04	1,73E+05	-7,15E+02	5,12E+05	-2,59E+04	-2,86E+04	-1,00E+01	0,00E+00
Århus Forbrændingsanlæg	-4,88E+05	9,49E+04	-1,17E+04	3,16E+04	1,87E+05	1,39E+04	3,91E+04	-1,32E+04	-1,72E+04	-5,96E-01	0,00E+00
Slagge oparbejdning	7,10E+02	2,47E+02	2,92E+02	1,68E+02	1,34E+02	4,57E+01	2,43E+01	3,13E+02	3,02E+02	2,10E-01	0,00E+00
Genanvendelse af slagge	-9,77E+01	-3,25E+01	-3,71E+01	-2,21E+01	3,64E+02	-5,05E+00	5,97E+02	-3,81E+01	-3,84E+01	-2,72E-02	0,00E+00
Deponering	1,33E+02	3,03E+01	2,21E+01	1,99E+01	1,62E+02	4,82E+00	1,03E+01	2,33E+03	2,28E+03	2,89E-02	0,00E+00
Stål genanvendelse	-1,65E+04	-3,48E+03	-2,63E+03	-7,44E+02	3,54E+03	-1,76E+03	-7,91E+03	-3,74E+02	-2,90E+02	-1,28E+01	0,00E+00
Indsamling & transport	3,72E+04	1,77E+04	2,49E+04	1,22E+04	8,91E+03	2,85E+03	1,76E+03	2,65E+04	2,55E+04	1,62E+01	0,00E+00
SUM	-4,75E+05	1,52E+05	4,09E+04	6,85E+04	3,58E+05	1,56E+04	5,44E+05	-1,44E+04	-2,17E+04	-1,80E+01	0,00E+00

Scenario D

Norm. mPe	Drivhuseffekt	Forsuring	Fotokemisk ozondannelse	Nærings salt belastning	Hum.Tox, vand	Hum.Tox, luft	Hum.tox, jord	Øko tox, vand kronisk	Øko tox, vand akut	Øko tox, jord	Ozon nedbrydning
Århus Forbrændingsanlæg	-5,61E+05	1,66E+05	-1,23E+04	6,77E+04	2,78E+05	2,37E+04	5,58E+04	-1,55E+04	-1,99E+04	8,20E+00	0
Slagge oparbejdning	1,09E+03	3,81E+02	4,50E+02	2,59E+02	2,07E+02	7,04E+01	3,74E+01	4,82E+02	4,65E+02	3,24E-01	0
Genanvendelse af slagge	-1,50E+02	-5,00E+01	-5,71E+01	-3,39E+01	5,59E+02	-7,77E+00	9,18E+02	-5,85E+01	-5,91E+01	-4,19E-02	0
Deponering	1,91E+02	4,34E+01	3,17E+01	2,85E+01	2,32E+02	6,90E+00	1,47E+01	3,34E+03	3,26E+03	4,14E-02	0
Stål genanvendelse	-2,54E+04	-5,36E+03	-4,06E+03	-1,15E+03	5,45E+03	-2,71E+03	-1,22E+04	-5,76E+02	-4,46E+02	-1,97E+01	0
Indsamling & transport	3,43E+04	1,63E+04	2,29E+04	1,13E+04	8,21E+03	2,62E+03	1,62E+03	2,44E+04	2,35E+04	1,49E+01	0
SUM	-5,51E+05	1,77E+05	7,03E+03	7,81E+04	2,92E+05	2,37E+04	4,62E+04	1,22E+04	6,90E+03	3,73E+00	0

Bilag 4: Ressourceforbrug for delmoduler for scenario C og D, 17.000 ton/år

Bemærk: Primær energi er givet i MJ, grus og fosfor givet i g.

Scenario C

	Naturgas, mPe	Råolie, mPe	Stenkul, mPe	Brunkul, mPe	Aluminium, mPe	Jern, mPe	Mangan, mPe	Vand, mPe	Primær energi, MJ	Grus, g	Fosfor, g
Århus optisk sortering og Dewaster	5,36E+05	2,66E+05	6,77E+05	6,38E+03	13825	592	16	72	2,73E+07	0	0
Aarhus Biogasfællesanlæg	-7,16E+03	-3,33E+04	-1,58E+06	-1,69E+04	-507	-16	-5	-414	-2,79E+07	0	0
Brug af afgasset biomasse	-6,76E+04	-3,55E+03	-6,76E+03	-2,33E+04	32	36	13	8	-1,36E+06	0	-3,97E+07
Århus Forbrændingsanlæg	-1,64E+04	-8,05E+04	-2,94E+06	-4,01E+04	-1233	-40	-13	-2404	-5,27E+07	0	0
Slagge oparbejdning	3,65E+02	3,28E+03	2,54E+03	7,69E+01	23	25	9	6	1,32E+05	0	0
Genanvendelse af slagge	-4,63E+01	-4,15E+02	-3,91E+02	-1,04E+01	-3	-3	-1	-1	-1,79E+04	-6,96E+08	0
Deponering	2,78E+01	2,37E+02	9,19E+02	1,22E+01	2	2	1	0	2,21E+04	0	0
Stål genanvendelse	-1,02E+04	-1,66E+04	-3,17E+04	-2,93E+03	-364	-821315	-3191	-258	-1,16E+06	0	0
Indsamling & transport	3,10E+04	2,83E+05	3,62E+03	4,69E+03	1942	2164	774	510	7,70E+06	0	0
SUM	4,65E+05	4,17E+05	-3,88E+06	-7,20E+04	13717	-818555	-2397	-2480	-4,80E+07	-6,96E+08	-3,97E+07

Scenario D

	Naturgas, mPe	Råolie, mPe	Stenkul, mPe	Brunkul, mPe	Aluminium, mPe	Jern, mPe	Mangan, mPe	Vand, mPe	Primær energi, MJ	Grus, g
Århus Forbrændingsanlæg	-1,84E+04	-9,19E+04	-3,33E+06	-4,61E+04	-1413	-46	-15	-2849	-5,96E+07	0
Slagge oparbejdning	5,62E+02	5,05E+03	3,91E+03	1,18E+02	35	38	14	9	2,03E+05	0
Genanvendelse af slagge	-7,12E+01	-6,39E+02	-6,02E+02	-1,59E+01	-4	-5	-2	-1	-2,75E+04	-1,06E+09
Deponering	3,97E+01	3,39E+02	1,31E+03	1,74E+01	3	2	1	1	3,16E+04	0
Stål genanvendelse	-1,57E+04	-2,56E+04	-4,89E+04	-4,51E+03	-561	-1265163	-4915	-397	-1,79E+06	0
Indsamling & transport	2,86E+04	2,61E+05	2,09E+03	4,32E+03	1790	1995	714	470	7,10E+06	0
SUM	-5,05E+03	1,48E+05	-3,37E+06	-4,62E+04	-150	-1263178	-4203	-2767	-5,41E+07	-1,06E+09

Bilag 5: Normaliserede miljøeffekter for følsomhedsscenarier, ca. 17.000 ton/år

Norm. mPe	Drivhuseffekt	Forsuring	Fotokemisk ozondannelse	Næringssalt- belastning	Hum.Tox, vand	Hum.Tox, luft	Hum.tox, jord	Øko tox, vand kronisk	Øko tox, vand akut	Øko tox, jord	Ozon nedbrydning
Sc.C	-474.892	151.934	40.947	68.480	358.394	15.567	543.675	-14.415	-21.747	-18	0
Sc.C1	-500.944	149.539	40.469	66.624	355.117	15.080	543.256	-15.432	-22.755	-21	0
Sc.C2	-592.536	126.406	11.488	59.280	354.722	11.611	542.098	-15.435	-22.036	-20	0
Sc.C3	-512.593	145.938	39.896	64.712	354.123	14.633	543.129	-15.740	-23.061	-21	0
Sc.C4	-539.916	142.181	39.084	62.258	351.026	14.018	542.733	-16.702	-24.015	-24	0
Sc.C5	-507.520	150.561	38.124	67.523	356.996	15.322	543.496	-14.849	-22.177	-19	0
Sc.C6	-474.892	151.934	40.947	68.480	131.030	15.105	190.454	-16.425	-21.747	-36	0
Sc.C7	-552.659	139.570	39.022	60.711	349.587	13.641	542.549	-17.145	-24.454	-25	0
Sc.D	-550.946	176.928	7.032	78.074	292.210	23.722	46.228	12.154	6.899	4	0
Sc.D1	-644.207	162.051	4.623	68.721	281.628	21.405	44.873	8.775	3.551	-4	0

Bilag 6: Normaliserede ressourceforbrug samt energiforbrug for følsomhedsscenarier ca. 17.000 ton/år

	Naturgas Norm. mPe	Råolie Norm. mPe	Kul Norm. mPe	Brunkul Norm. mPe	Al Norm. mPe	Jern Norm. mPe	Mangan Norm. mPe	Vand Norm. mPe	Zin Norm. mPe	Primær energi MJ
Sc.C	465.472	417.470	-3.881.025	-72.017	13.717	-818.555	-2.397	-2.480	0	-47.962
Sc.C1	464.437	412.595	-4.102.758	-74.379	13.644	-818.557	-2.398	-2.538	0	-51.881
Sc.C2	-66.711	169.920	-3.915.595	-72.017	125	-819.101	-2.397	-2.480	0	-63.817
Sc.C3	464.121	411.106	-4.194.404	-75.095	13.621	-818.558	-2.398	-2.511	0	-53.481
Sc.C4	463.143	406.500	-4.377.433	-77.327	13.552	-818.560	-2.399	-2.615	0	-56.738
Sc.C5	465.031	415.394	-3.975.620	-73.025	13.686	-818.556	-2.398	-2.505	0	-49.634
Sc.C6	465.198	416.179	-3.939.962	-72.645	13.698	-818.555	-2.398	-2.495	0	-49.004
Sc.C7	462.679	404.348	-4.739.022	-78.358	13.519	-818.561	-2.399	-2.155	0	-62.906
Sc.D	-5.052	147.787	-3.372.474	-46.193	-150	-1.263.178	-4.203	-2.767	0	-54.088
Sc.D1	-8.526	130.891	-4.399.714	-53.805	-395	-1.263.194	-4.209	-2.381	0	-72.011

Bilag 7: Normaliserede miljøeffekter for følsomhedscenarier på 17.000 ton organisk dagrenovation per år

