

Technical University of Denmark



LCA af dagrenovationssystemet i syv nordsjællandske kommuner

Christensen, Thomas Højlund; Møller, Jacob

Publication date:
2007

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Christensen, T. H., & Møller, J. (2007). LCA af dagrenovationssystemet i syv nordsjællandske kommuner. 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.



LCA af dagrenovationssystemet i syv nordsjællandske kommuner

Jacob Møller
Thomas Højlund Christensen

Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet

Indholdsfortegnelse

Forord	4
Resume	5
1 BAGGRUND OG FORMÅL	10
1.1.1 Baggrund	10
1.1.2 Formål	10
1.1.3 Kritisk gennemgang af rapporten	11
2 AFGRÆNSNING AF UNDERSØGELSEN	13
2.1 DET NUVÆRENDE AFFALDSSYSTEM OG DE MULIGE FREMTIDSSCENARIER	13
2.1.1 Det nuværende affaldssystem	13
2.1.2 Beskrivelse af scenarier	14
2.2 LIVSCYKLUSVURDERINGENS UDFORMNING	16
2.2.1 Overordnede principper	16
2.2.2 Den funktionelle enhed	18
2.2.3 Systemgrænser	19
2.2.4 Dataindsamling og datakvalitet	20
2.2.5 Allokeringssprocedurer	21
2.2.6 Kriterier for udeladelse af inputs og outputs	21
2.2.7 Typer af påvirkningskategorier og metoder til at vurdere miljøpåvirkninger	22
2.2.8 LCA-modellen EASEWASTE	24
2.2.9 Rapportformat, målgrupper og kritisk gennemgang af resultater	24
3 KORTLÆGNING AF LIVSCYKLUS	26
3.1 LIVSCYKLUSOPGØRELSE FOR GENERERING, INDSAMLING OG TRANSPORT AF DAGRENOVATION I KOMMUNERNE	26
3.1.1 Demografiske data	26
3.1.2 Organisering af affaldssystemet for dagrenovation	27
3.1.3 Affaldsmængder og potentialer	29
3.1.4 Sorteringseffektivitet og fejlsorteringer	32
3.1.5 Indsamling og transport	33
3.1.6 Samlet kortlægning af livscyklus (LCI) for indsamling og transport	37
3.2 LIVSCYKLUSOPGØRELSE FOR BIOVÆKSTANLÆGGET	39
3.2.1 Systemgrænser	39
3.2.2 Massebalance	40
3.2.3 Metanproduktion	41
3.2.4 Energiforbrug	42
3.2.5 Energiproduktion og emissioner fra biogasmotor	42
3.2.6 Emissioner fra komposteringsprocessen	43
3.2.7 Samlet kortlægning af livscyklus (LCI) for Biovækstanlægget	44
3.3 LIVSCYKLUSOPGØRELSE FOR UDBRINGNING AF KOMPOST PÅ LANDBRUGSJORD	45
3.3.1 Samlet kortlægning af livscyklus (LCI) for udbringning af kompost på landbrugsjord	46
3.4 LIVSCYKLUSOPGØRELSE FOR I/S VESTFORBRÆNDINGS SORTERINGSANLÆG I FREDERIKSSUND	47
3.4.1 Samlet kortlægning af livscyklus (LCI) for I/S Vestforbrændings sorteringsanlæg i Frederikssund	48
3.5 LIVSCYKLUSOPGØRELSE FOR I/S VESTFORBRÆNDING I GLOSTRUP	48
3.5.1 Teknologibeskrivelse	48
3.5.2 Systemafgrænsning	49

3.5.3	<i>Massebalance</i>	50
3.5.4	<i>Energiproduktion og energiforbrug</i>	51
3.5.5	<i>Datavalidering</i>	52
3.5.6	<i>Samlet kortlægning af livscyklus (LCI) for I/S Vestforbrænding</i>	53
3.6	LIVSCYKLUSOPGØRELSE FOR GENBRUG AF PAPIR, PAP OG GLAS	56
3.6.1	<i>Samlet kortlægning af livscyklus (LCI) for genbrug af papir, pap og glas</i>	57
4	VURDERING AF POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER I DE OPSTILLEDE SCENARIER	58
4.1	POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER FRA HOVEDSCENARIER	58
4.1.1	<i>Karakteriserede indikatorresultater</i>	59
4.1.2	<i>Normaliserede potentielle miljøpåvirkninger</i>	62
4.1.3	<i>Samlede potentielle miljøpåvirkninger</i>	65
4.2	POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNING FRA FORSKELLIGE LIVSCYKLUSSTADIER	66
4.2.1	<i>Ikke-toksiske påvirkningskategorier: Scenarium 1 og 2</i>	66
4.2.2	<i>Toksiske påvirkningskategorier: Scenarium 1 og 2</i>	68
4.2.3	<i>Toksiske og ikke-toksiske påvirkningskategorier: Scenarium 3 og 4</i>	69
4.3	POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER FRA SUB-OPTIMALE SCENARIER.....	71
4.3.1	<i>Ikke-toksiske påvirkningskategorier</i>	72
4.3.2	<i>Potentielle miljøeffekter som funktion af metanproduktion</i>	73
4.3.3	<i>Toksiske påvirkningskategorier</i>	74
4.4	SAMMENLIGNING AF AFFALDSFORBRÆNDING OG BIOLOGISK BEHANDLING	75
4.4.1	<i>Potentielle ikke-toksiske miljøeffekter</i>	75
4.4.2	<i>Potentielle toksiske miljøeffekter</i>	77
4.4.3	<i>Potentielle ikke-toksiske miljøeffekter fordelt på emissioner og substitutioner</i>	78
4.5	FØLSOMHEDSANALYSER	80
4.6	ANALYSENS KONSISTENS OG FULDSTÆNDIGHED.....	85
5	KONKLUSIONER	86
6	REFERENCER	89
	Bilag 1: Kritisk gennemlæsning af rapporten	91

Forord

Denne rapport indeholder en livscyklusvurdering af dagrenovationssystemet i syv nordsjællandske kommuner baseret på data fra 2005.

Livscyklusvurderingen blev udført vha. LCA-modellen EASEWASTE, som er udviklet af Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet til miljøvurdering af affaldssystemer.

Livscyklusvurderingen er blevet udført i overensstemmelse med principperne for LCA, som beskrevet i DS/EN ISO-standard 14044. Afrapporteringen følger ISO-standardens krav til en sammenlignende LCA, der er beregnet til offentliggørelse, dog med den undtagelse, at den kritiske gennemgang blev udført af en ekstern ekspert og ikke af et interessentpanel.

Livscyklusopgørelserne i rapporten, bygger på et datamateriale, der i sin helhed kan findes i en selvstændig bilagsrapport.

Projektet blev udført i perioden november 2006 til april 2007 af en projektgruppe bestående af følgende personer:

Jacob Møller og Thomas Højlund Christensen, Institut for Miljø & Ressourcer,
Danmarks Tekniske Universitet
Louise Kreilgård, Annette Hou Olsen og Kirsten Reinholdt Bojsen, I/S Vestforbrænding
Morten Carlsbæk og Morten Brøgger, Solum A/S

November
2007

Jacob Møller

Resume

Baggrund

Borgerne i Frederikssund, Helsingør, Hundested, Jægerspris, Slangerup, Stenløse og Ølstykke kommuner udsorterer den organiske del af dagrenovationen. Denne fraktion, kaldesorteret organisk dagrenovation (KOD), eftersorteres og behandles på Biovækstanlægget, som er et kombineret bioforgasnings- og komposteringsanlæg beliggende ved Holbæk. Restaffaldet forbrændes med tilhørende el- og varmeproduktion på I/S Vestforbrænding i Glostrup. Kommunerne har desuden implementeret en række bringeordninger for genbrugseget papir, pap og glasaffald.

Kommunalreformen, som trådte i kraft 1/1 2007, resulterede i, at de ovennævnte kommuner nu indgår i fire storkommuner med deltagelse af andre kommuner, som ikke har en særskilt ordning for biologisk affald. Det er baggrunden for dette projekt, hvis konklusioner skal indgå i kommunernes beslutningsgrundlag for den videre strategi for en miljømæssig forsvarlig håndtering af dagrenovationen i de nye storkommuner.

Formål

Hovedformålet med projektet var derfor at gennemføre en miljøvurdering, baseret på livscyklusprincipper, af det nuværende biologiske affaldsbehandlingssystem, dvs. den tostrengede indsamling af KOD og restaffald ved husstandene samt den efterfølgende biologiske affaldsbehandling, og at sammenligne denne strategi med forbrænding af al affaldet inklusiv den organiske fraktion. Kommunerne ønskede desuden, at miljøkonsekvenser ved at indføre en husstands-baseret henteordning for papiraffald blev undersøgt.

Beskrivelse af scenarier

Scenarium 1: Biovækst-ideal	Tostrengt affaldsindsamling ved husstandene. Bioaffald behandles ved kombineret bioforgasning og kompostering på Biovækstanlægget. Der benyttes teoretisk beregnede optimale værdier for biogasproduktion og andre procesparametre. Restaffaldet forbrændes på Vestforbrændings anlæg i Glostrup. Genbrugsordninger for papir, pap og glas opretholdes som i det nuværende affaldsbehandlingssystem.
Scenarium 2: Forbrænding	Enstrengt affaldsindsamling ved husstandene, dvs. den biologiske affaldsfraktion udsorteres ikke. Restaffaldet forbrændes på Vestforbrændings anlæg i Glostrup. Genbrugsordninger for papir, pap og glas opretholdes som i det nuværende affaldsbehandlingssystem.
Scenarium 3: Forbrænding og henteordning for papir	Som scenarium 2. Derudover etableres en henteordning for papiraffald omfattende alle kommunernes borgere. Genbrugsordningerne for pap og glas opretholdes som i scenarium 1 og 2.
Scenarium 4: Biovækst-ideal og henteordning for papir	Som scenarium 1. Derudover etableres en henteordning for papiraffald omfattende alle kommunernes borgere. Genbrugsordningerne for pap og glas opretholdes som i scenarium 1, 2 og 3.

Det viste sig dog under dataindsamlingsfasen, at datagrundlaget for det biologiske behandlingssystem på Biovækstanlægget var mangelfuldt mht. biogasproduktion og emission fra biofiltret. Det blev derfor vurderet, at det ikke var muligt at beregne de samlede miljøkonsekvenser af den nuværende affaldsordning (en nærmere begrundelse for dette kan findes i afsnit 3.2 i rapporten). I stedet blev der konstrueret et fremtidsscenario, hvor det ukomplette datamateriale for Biovækstanlægget indgik suppleret med litteraturbaserede optimale værdier for nøgleprocesparametre, bl.a. biogasproduktion. Dette scenarium benævnedes "Biovækst-ideal" og indgik som ét af de fire hovedscenarier, der blev sammenlignet i projektet (se ovenstående tabel).

Metoder

Livscyklusvurderingen blev udført ifølge UMIP-metoden¹. Emissionerne samles i de potentielle miljøpåvirkningskategorier, drivhuseffekt, forsuring, næringsstofbelastning, fotokemisk ozondannelse (smog) og ødelagt grundvandsressource², samt en række toksikologiske påvirkningskategorier i form af økotoksicitet til jord og vand og humantoksicitet via jord, vand og luft. De potentielle miljøpåvirkninger normaliseres efterfølgende for hver påvirkningskategori til en fælles enhed (personækvivalent, PE eller millipersonækvivalent, mPE lig 1/1000 PE), idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person.

Livscyklusvurderingen blev udført som en såkaldt konsekvens-LCA, hvor miljøkonsekvenser af at ændre systemet, i dette tilfælde bl.a. at nedlægge den separate indsamling af KOD og i stedet at forbrænde det organiske affald, blev opgjort. Vigtigt for konsekvens-LCA er ligeledes benyttelse af marginale procesdata, dvs. data for de reelle processer, som påvirkes af systemet i stedet for gennemsnitsværdier. Der er derfor i nærværende projekt benyttet marginale procesdata, hvor det har været muligt.

Modelleringen af affaldssystemerne blev gennemført med LCA-modellen EASEWASTE (Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies), der er udviklet ved Danmarks Tekniske Universitet. Med udgangspunkt i en detaljeret kemisk sammensætning af op til 48 materialefraktioner i affaldet beregner EASEWASTE masseflow, ressourceforbrug og emissioner fra affaldssystemer, som defineres af brugeren. Hvor der sker materialelegnanvendelse, energiudnyttelse eller materialeudnyttelse krediteres affaldssystemer for de ressourcemæssige og miljømæssige besparelser, der opnås, ved at den tilsvarende produktion baseret på jomfruelige materialer undgås. Metodemæssigt foretages denne kreditering ved systemudvidelser (se Kirkeby et al., 2006 for en nærmere beskrivelse af EASEWASTE-modellen, samt de principper den bygger på).

¹ Som beskrevet af Wenzel et al. (1997).

² I forhold til UMIP-metoden indeholder EASEWASTE-modellen en ny miljøpåvirkningskategori, ødelagt grundvandsressource. Denne påvirkningskategori er indført, da nedsivning af f.eks. nitrat til grundvand kan være en alvorlig miljøkonsekvens af biologisk affaldsbehandling med brug af restproduktet på landbrugsjord.

Kortlægning af livscyklus

Den ydelse, der blev miljøvurderet, dvs. den funktionelle enhed, blev defineret som bortskaffelse (indsamling, transport og behandling) af 1 ton dagrenovation i det geografiske område, projektet omfattede. Miljøpåvirkninger i forhold til den funktionelle enhed blev opgjort som en gennemsnitsværdi for alle kommunerne, der deltog i projektet.

Med udgangspunkt i referenceåret 2005 blev der foretaget livscyklusopgørelser for alle systemer, som indgik i projektet, dvs. affaldsindsamling i kommunerne, transport til behandlingsanlæg, sortering af organisk affald og genbrugsfraktioner på sorteringsanlæg, kombineret bioforgasning og kompostering på Biovækstanlægget, udbringning af kompost på landbrugsjord samt affaldsforbrænding på Vestforbrændings anlæg i Glostrup. På baggrund af livscyklusopgørelserne for de enkelte systemer blev de samlede massestrømme, emissioner og substitutioner beregnet for de scenarier, som var defineret i projektet. Livscyklusanalysens konsistens og fuldstændighed er behandlet i afsnit 4.6 i rapporten.

Resultater og konklusioner

Det gøres opmærksom på, at de følgende konklusioner er meget afhængige af specifikke værdier for nøgleprocesparametre ved den anvendte teknologi, f.eks. med hensyn til udnyttelse af biogaspotentialer for Biovækstanlægget. Man bør derfor være forsigtig med at drage generelle konklusioner om fordele og ulemper ved biologisk behandling i forhold til affaldsforbrænding på baggrund af dette projekt.

På baggrund af kommunernes data for affaldsmængder, som hovedsageligt byggede på indvejningsstatistikker fra I/S Vestforbrænding og sorteringsanlægget i Frederikssund, sammenholdt med estimerede affaldspotentialer blev affaldsstrømmene i de forskellige scenarier beregnet som vist i tabellen. Mængderne angivet for scenarium 1 svarer til de målte affaldsmængder i kommunerne i 2005.

Affaldsmængder (ton/år) i hovedscenarierne

			Genbrugsfraktioner			
	Bioaffald	*KOD	Papir	Pap	Glas	Restaffald
Scenarium 1: Biovækst-ideal	4936	8207	3660	219	1603	18036
Scenarium 2: Forbrænding	0	0	3660	219	1603	22973
Scenarium 3: Forbrænding og henteordning for papir	0	0	6722	219	1603	19911
Scenarium 4: Biovækst-ideal og henteordning for papir	4936	8207	6722	219	1603	14975

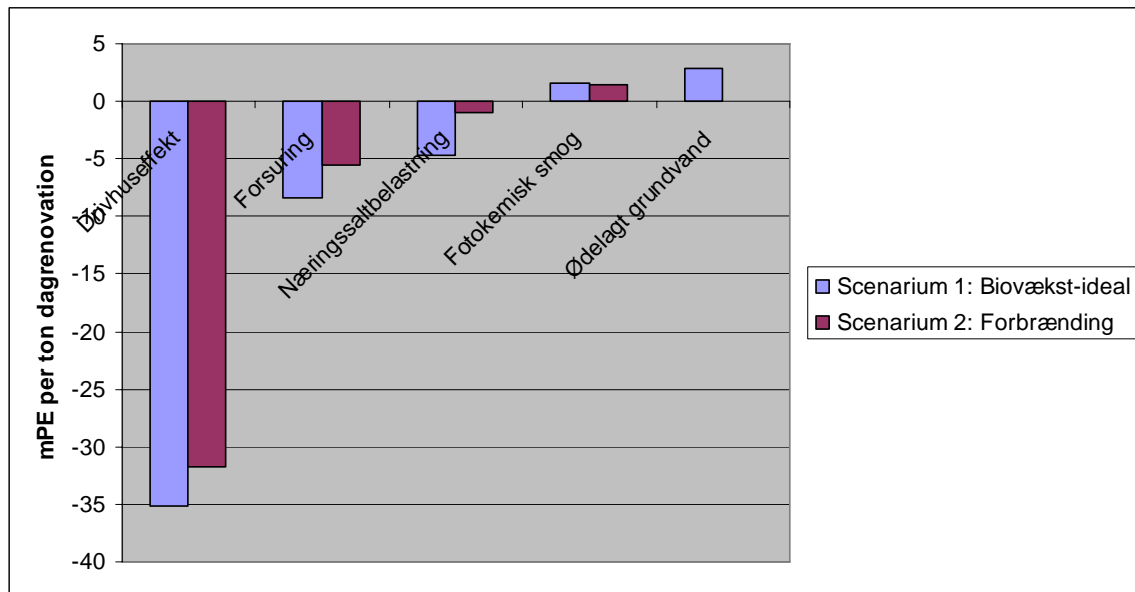
*KOD: kildesorteret organisk dagrenovation udsorteret ved husstandene. Denne fraktion indeholder urenheder, som udsorteres på sorteringsanlægget i Frederikssund eller på Biovækstanlægget. Det tiloversblevne rene affald – bioaffaldet – er den fraktion, som behandles på Biovækstanlægget.

Figuren¹ nedenfor viser de ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger fra de to hovedscenarier Scenarium 1: Biovækst-ideal og Scenarium 2: Forbrænding. De

¹ Vi gør opmærksom på, at de potentielle miljøpåvirkninger ikke kan sammenlignes på tværs af påvirkningskategorierne. Når forskellige potentielle påvirkningskategorier er afbildet i samme figur, er der derfor ikke tale om en implicit vægtning af resultaterne; det er udelukkende gjort for at lette overblikket for læseren.

potentielle miljøpåvirkninger fra Scenarium 1 var mindre end fra Scenarium 2 mht. drivhuseffekt, forsurening og nærings saltbelastning (negative værdier repræsenterer undgåede emissioner). Fotokemisk smogdannelse var marginalt mindre fra Scenarium 2. Kun Scenarium 1 havde en potentiel miljøpåvirkning fra påvirkningskategorien ødelagt grundvand.

For de ikke-toksiske påvirkningskategorier stod affaldsbehandlingen for langt den største del af bidragene til miljøpåvirkningen - for drivhusgaseffekt, forsurening, nærings saltbelastning og ødelagt grundvandsressource udgjorde indsamling og transport mindre end 20 % af den samlede potentielle miljøpåvirkning.



Totale potentielle miljøpåvirkning (indsamling, transport og behandling) per ton dagrenovation fra ikke-toksiske påvirkningskategorier for Scenarium 1 og 2. De potentielle miljøpåvirkninger kan ikke sammenlignes på tværs af påvirkningskategorierne.

Mht. de toksiske påvirkningskategorier var der forholdsvis stor lighed mellem Scenarium 1 og 2 for alle påvirkningskategorier undtagen potentiel humantoksicitet via jord. Som beskrevet i detaljer i rapporten tillægges de toksiske potentielle miljøpåvirkninger dog mindre betydning end de ikke-toksiske, og for potentiel humantoksicitet via jord ses der helt bort fra denne kategori i miljøvurderingen. For de toksiske påvirkningskategorier udgjorde bidrag fra indsamling og transport en relativ stor andel.

Ved sammenligning af Scenarium 3 og 4, som beskrev hhv. biologisk behandling og forbrænding kombineret med en papirindsamlingsordning, var den relative størrelse af miljøpåvirkningerne som i Scenarium 1 og 2. Desuden var alle ikke-toksiske potentielle miljøeffekter totalt set mindre i de to papirindsamlings-scenarier end i Scenarium 1 og 2. Det kan derfor konkluderes, at under de givne antagelser om oparbejdning af papiraffaldet, og hvilken primærproduktion det erstatter, vil papirindsamling være en

miljømæssig fordel i det undersøgte affaldssystem, uanset om dagrenovationen behandles biologisk eller ej.

Der blev modelleret et antal sub-optimale scenarier med Biovækstanlægget, hvor der blev anvendt nedjusterede værdier for procesparametre i forhold til Scenarium 1. Et ”worst case”-scenarium med lavere biogasproduktion (52,5 % udnyttelse af metanpotentialet i stedet for 70 %), lavere udnyttelse af varmeproduktion (2 % i stedet for 46,3 %), lav effektivitet af anlæggets biofilter (90 % i stedet for 98 %) samt høj NO_x-emission (10 g per Nm³ metan i stedet for 0,794 g) udviste højere potentielle miljøpåvirkninger end Scenarium 2 mht. forsurening, nærings saltbelastning, smogdannelse og ødelagt grundvand, men var stadig bedre mht. potentiel drivhuseffekt.

Følsomhedsanalyser identificerede de mest betydningsfulde procesparametre, som havde indflydelse på miljøpåvirkningerne i forbindelse med de forskellige teknologier. For Biovækstanlægget resulterede ændring i biogasproduktionen samt biofiltrets effektivitet i den største ændring i miljøpåvirkning. Potentiel drivhuseffekt var mest påvirket af udnyttelsen af biogaspotentialet. For forsurening og nærings saltbelastning var effektiviteten af biofiltret på Biovækstanlægget afgørende, idet der var en meget stor øgning i potentiel miljøpåvirkning, som skyldes ammoniakfordampning, ved et fald i biofiltrets effektivitet med 10 %. En ændring i NO_x-emissionen med 10 % havde ikke stor effekt på forsurening og nærings stoffbelastning, men det gøres opmærksom på, at det mulige interval for NO_x-emissioner fra biogasmotoren på Biovækstanlægget væsentligt oversteg de 10 %, som var grundlag for beregningen.

For forbrændingsanlægget var de mest betydningsfulde procesparametre den relative fordeling af el- og varmeproduktion samt størrelsen af NO_x-emissionen. For påvirkningskategorien drivhuseffekt sås det, at et fald i el-produktionen på 10 %, selv med en tilsvarende stigning i varmeproduktionen, resulterede i en væsentlig forøgelse af den potentielle miljøpåvirkning fra forbrændingsanlægget. For de toksiske påvirkningskategorier havde emissioner af kviksølv væsentligst betydning for forbrændingsanlæggets miljøpåvirkninger. Dioxin- og kobberemissioner havde betydelig mindre indflydelse.

1 Baggrund og formål

1.1.1 Baggrund

Frederikssund, Helsingør, Hundested, Jægerspris, Slangerup, Stenløse og Ølstykke Kommuner har siden 1986 sorteret dagrenovationen i to fraktioner, bioaffald og restaffald. Denne ordning kaldes ”fællesordningen for bioaffald”. Bioaffaldet behandles siden 2004 på et kombineret bioforgasning- og komposteringsanlæg - Biovækstanlægget - beliggende ved Holbæk, og restaffaldet forbrændes på I/S Vestforbrænding i Glostrup. Kommunerne har desuden en række genbrugsordninger for papir, pap og glasaffald, hvor borgerne selv afleverer affaldet i dertil indrettede beholdere.

Affaldssystemet i kommunerne er organiseret således, at det fælleskommunale I/S Vestforbrænding udover at foretage forbrænding af kommunernes affald, også står for affaldsindsamling og eftersortering samt rådgiver kommunerne i affaldsspørgsmål. Vestforbrænding er desuden medejer af Biovækst A/S, som ejer det biologiske behandlingsanlæg ved Holbæk.

I kommunernes affaldsplan for 2005-2008 er der et indsatsområde, der forventes udmøntet i en miljøvurdering af fællesordningen for bioaffald. Derfor udtrykte kommunerne i foråret 2006 over for Vestforbrænding ønske om, at der igangsattes en miljøvurdering af dagrenovationshåndteringen til brug for kommunernes affaldsplanlægning i 2007. Tilingen skal ses i lyset af kommunalreformen, som trådte i kraft 1/1 2007, og som resulterede i, at de ovennævnte kommuner nu indgår i fire storkommuner. I de nye storkommuner indgår desuden kommuner, som ikke har en særskilt ordning for indsamling og behandling af bioaffald. Der var derfor et behov for en undersøgelse, hvis konklusioner skal indgå i kommunernes beslutningsgrundlag for det videre arbejde med at sikre en miljømæssig fornuftig behandling af dagrenovationen.

I/S Vestforbrænding kontaktede derfor DTU, Institut for Miljø & Ressourcer, som efterfølgende har udført miljøvurderingen ved hjælp af LCA-modellen EASEWASTE, som det fremgår af denne rapport.

1.1.2 Formål

Hovedformålet med projektet var at gennemføre en miljøvurdering af det biologiske affaldsbehandlingssystem, dvs. den tostrengede indsamling af bioaffald og restaffald ved husstandene samt den efterfølgende biologiske affaldsbehandling, og sammenligne denne strategi med forbrænding af al affaldet. Desuden blev miljøkonsekvenser af at indføre en husstands-baseret papirindsamling undersøgt. Hovedformålet kan kort udtrykkes som:

- en livscyklusvurdering af det nuværende dagrenovationssystem samt alternativer

For at opfylde hovedformålet blev der opstillet en række delmål herunder:

- en generel beskrivelse af dagrenovationssystemet i kommunerne, inklusiv befolkningstal, boligtyper og affaldsmængder
- en livscyklusopgørelse (LCI¹) for affaldsindsamling og transport
- en livscyklusopgørelse for affaldsbehandling på Biovækstanlægget og den efterfølgende udbringning og anvendelse af kompost
- en livscyklusopgørelse for affaldsbehandling på I/S Vestforbrænding
- en opstilling af scenarier som beskrev dagrenovationssystemet samt alternativerne til det nuværende system
- en vurdering af potentielle miljøpåvirkninger for de opstillede scenarier baseret på ovennævnte LCI'er.

Det var desuden et delmål at bidrage til videreudviklingen af EASEWASTE-modellen ved at modellere Biovækstsystemet og I/S Vestforbrænding til brug for EASEWASTE-databasen.

1.1.3 Kritisk gennemgang af rapporten

Livscyklusvurderingen, som beskrives i rapporten, er udført i overensstemmelse med ISO-standard 14044. Afrapporteringen er desuden sket i overensstemmelse med ISO-standardens krav til sammenlignende livscyklusvurderinger, som er beregnet til offentliggørelse dog med den undtagelse, at den kritiske gennemgang ikke er udført af et interessentpanel, men af en uafhængig LCA-ekspert iflg. ISO-standardens afsnit 6.3.

Begrundelsen for dette er, at to af de væsentligste interessenter, I/S Vestforbrænding og Solum A/S har været kraftigt involveret i hele projektforløbet og dermed har haft mulighed for at påvirke processen løbende. Kommunernes interesser er blevet varetaget af I/S Vestforbrænding, som udover forbrænding af affald står for affaldsrådgivning af kommunerne i projektet. Ved møder i projektgruppen bestående af forfatterne af denne rapport og repræsentanter for I/S Vestforbrænding og Solum A/S blev datakvalitet, opstilling af scenarier samt resultater indgående diskuteret. Desuden har flere rapportudkast været til gennemsyn hos projektpartnerne. Forfatterne af denne rapport skønnede derfor, at det var hensigtsmæssigt at lade den kritiske gennemgang blive udført af en uafhængig LCA-ekspert i stedet for et interessentpanel.

¹ LCI: Life Cycle Inventory

Den kritiske gennemgang af rapporten blev udført af Kim Christiansen, Dansk Standard. Kommentarerne fra den kritiske gennemgang, samt hvorledes der er taget højde for disse kommentarer i den endelige udformning af rapporten, kan findes i bilag 1.

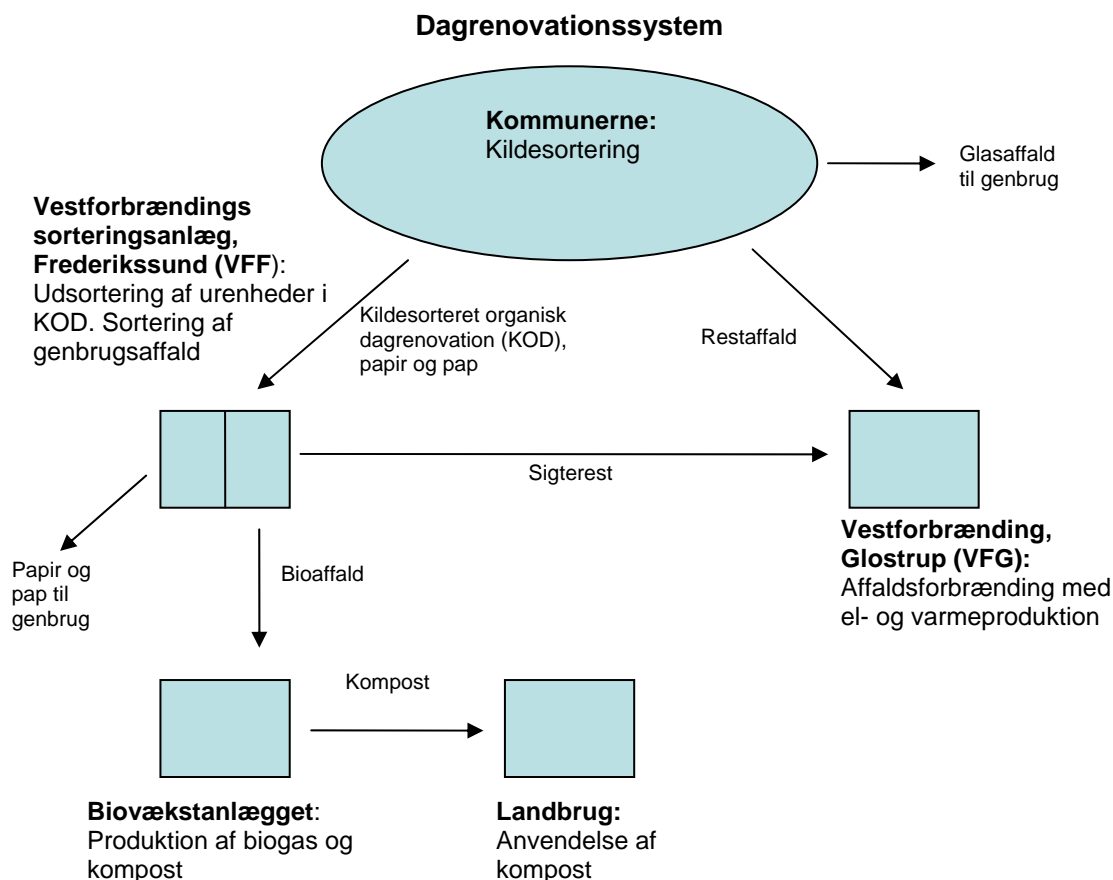
2 Afgrænsning af undersøgelsen

2.1 *Det nuværende affaldssystem og de mulige fremtidsscenarier*

Rapporten bygger på data fra 2005 og beskriver dagrenovationssystemet i syv daværende kommuner i Nordsjælland: Frederikssund, Helsingø, Hundested, Jægerspris, Slangerup, Stenløse og Ølstykke. Der er siden, som følge af kommunalreformen, sket radikale ændringer i kommunesammensætningen, idet de daværende syv kommuner per 1/1 2007 indgik i fire nye storkommuner. Kommunesammenlægningerne har dog endnu ikke (marts 2007) haft indflydelse på affaldshåndteringen, og der vil derfor i de følgende blive refereret til det nuværende affaldssystem som værende lig 2005-systemet.

2.1.1 Det nuværende affaldssystem

Det nuværende system til håndtering af dagrenovation består af et tostrengt indsamlingssystem, hvor der indsamles kildesorteret organisk dagrenovation (i det følgende kaldet KOD) og restaffald ved husstandene. KOD transporteres til affaldssorterings- og omlastningsanlægget I/S Vestforbrænding i Frederikssund. Her udsorteres urenheder fra affaldet, og den tilbageblivende organiske affaldsfraktion, bioaffaldet, transporteres videre til behandling på det kombinerede biogas- og komposteringsanlæg – Biovækstanlægget - ved Holbæk. Ved hjælp af et system bestående af flere 600 m³ moduler og en reaktor produceres biogas, som omdannes til elektricitet og varme vha. en biogasmotor på anlægget. Den udrådne biomasse komposteres efterfølgende, og den færdige kompost anvendes af landbrug i området som substitution for handelsgødning. Restaffaldet fra kommunernes husstande indsamles og transporteres til forbrænding på Vestforbrænding A/S i Glostrup. Der er desuden bringeordninger for papir-, pap- og glasaffald, hvor borgerne kan aflevere disse affaldsfraktioner til genbrug via beholdere opstillet ved trafikknudepunkter og på genbrugspladser. Én kommune har en henteordning for papiraffald, som omfatter ca. en tredjedel af kommunens enfamiliehuse. Figur 1 viser det nuværende system til håndtering af dagrenovation i de kommuner, som omfattes af projektet. Systemets bestanddele beskrives i detaljer i kapitel 3.



Figur 2.1. Affaldssystemet til håndtering af dagrenovation i de syv daværende kommuner

2.1.2 Beskrivelse af scenarier

Som nævnt i kapitel 1 ønskede kommunerne som udgangspunkt to alternativer til det nuværende affaldssystem undersøgt: Det første alternativ bestod i at undlade kildesortering og transportere restaffald, inklusiv den organiske fraktion, direkte til affaldsforbrænding. Der var i dette tilfælde tale om at forenkle systemet til kun at omfatte én behandlingsmetode. Indsamlingsordninger for papir, pap og glas antoges ikke at berøres af denne omlægning. Det andet alternativ skulle erstatte indsamlingsordningen af kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) med en henteordning for papiraffald omfattende alle husstande i kommunerne. På den måde ville de eksisterende beholdere til KOD, som fandtes i husstandene, i stedet kunne fungere som indsamlingsbeholdere til papiraffald. Håndtering af glasaffald og pap tænkte bibeholdt som i det nuværende system. I et sådant behandlingssystem intensiveredes papirgenindvindingen, hvorimod biologisk behandling blev erstattet af forbrænding.

Under detailplanlægningen af livscyklusvurderingen stod det dog klart at for at skabe et retfærdigt billede af alternativerne til den nuværende affaldshåndtering, var det nødvendigt at studere et yderligere alternativ, hvor man inkluderede henteordningen for

papiraffald, samtidig med at man opretholdt den nuværende biologiske behandling af affaldet på Biovækstanlægget. Ifald det skulle vise sig, at papirindsamlingen var miljømæssig fordelagtig, burde det biologiske behandlingssystem i lige så høj grad krediteres dette som forbrændingssystemet, da det ellers ville svare til at sammenligne en forbedret udgave af affaldsforbrændingssystemet med den biologiske behandlingsmetode alene. Det blev derfor besluttet at undersøge yderligere et alternativ, hvor en papirindsamlingsordning foregik sideløbende med den nuværende biologiske affaldsbehandling.

Der tegnede sig således et billede af en livscyklusvurdering, hvor miljøpåvirkningen af den nuværende affaldsbehandling i kommunerne (2005-systemet) sammenlignedes med de tre ovenfor beskrevne fremtidsscenerier, men det viste sig under dataindsamlingsfasen, at datagrundlaget for det biologiske behandlingssystem på Biovækstanlægget var mangelfuldt. Det drejede sig om kvantificering af biogasproduktionen på anlægget, idet der ikke fandtes data for biogasproduktion under almindelige driftsforhold, hverken i referenceåret 2005 eller andre år, men udelukkende data som byggede på forsøgskørsler. Desuden er den biogasmotor, som benyttes på Biovækstanlægget af ældre model, og man har derfor valgt ikke at lade denne type gasmotors emissioner indgå i beregningen af anlæggets miljøpåvirkninger.

Da det stod klart, at disse parametre kunne blive afgørende for bedømmelse af Biovækstsystemets miljøpåvirkning, vurderede vi, at det ikke var muligt at beregne de samlede miljøkonsekvenser af den nuværende affaldsordning med tilstrækkelig sikkerhed. Der er altså ikke foretaget nogen opgørelse over referencesituation, som beskriver den nuværende miljøbelastning, og som de potentielle miljøpåvirkninger fra alternative systemer kan sammenlignes med. I stedet blev det valgt at indføre et nyt scenarium, hvor det ukomplette datamateriale for Biovækstanlægget indgik suppleret med teoretiske optimale værdier for nøgleprocesparametre bl.a. gasproduktion. Dette scenarium har vi valgt at benævne Biovækst-ideal scenariet. En nærmere beskrivelse af rationale for valget af procesparametre kan findes i kapitel 3. De fire hovedscenerier og det nuværende affaldsbehandlingssystem er vist i tabel 2.1.

Tabel 2.1. Beskrivelse af scenarier

Det nuværende affaldsbehandlingssystem	Tostrengt affaldsindsamling af kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) og restaffald ved husstandene. KOD transporteres til Vestforbrændings sorteringsanlæg i Frederikssund (VFF) for videre udsortering af bioaffald. Bioaffaldet behandles på Biovækstanlægget ved kombineret bioforgasning og kompostering. Restaffaldet forbrændes med el- og varmeproduktion på Vestforbrændings anlæg i Glostrup (VFF). Der er desuden genbrug af papir, pap og glasaffald, som indsamles ved bringeordninger. Papirindsamlingen i én kommune inkluderer en henteordning.
Scenarier	
Scenarium 1: Biovækst-ideal	Som det nuværende affaldsbehandlingssystem, men der benyttes teoretisk optimale værdier for procesparametre i forbindelse med biogasproduktionen på Biovækstanlægget. Genbrugsordninger opretholdes som i det nuværende affaldsbehandlingssystem.
Scenarium 2: Forbrænding	Enstrengt affaldsindsamling. Restaffaldet (som indeholder bioaffald) behandles på Vestforbrændings anlæg i Glostrup. Genbrugsordninger opretholdes som i det nuværende affaldsbehandlingssystem.
Scenarium 3: Forbrænding og henteordning for papir	Som scenarium 2. Derudover etableres en henteordning for papiraffald omfattende alle kommunernes borgere med benyttelse af de allerede omdelte KOD-beholdere til papiraffald. Genbrugsordningerne for pap og glas opretholdes som i scenarium 1 og 2.
Scenarium 4: Biovækst-ideal og henteordning for papir	Som scenarium 1. Derudover etableres en henteordning for papiraffald omfattende alle kommunernes borgere med benyttelse af de allerede omdelte KOD-beholdere til papiraffald. Genbrugsordningerne for pap og glas opretholdes som i scenarium 1, 2 og 3.

2.2 Livscyklusvurderingens udformning

2.2.1 Overordnede principper

Livscyklusvurderingen blev udført som en såkaldt konsekvens-LCA, hvor miljøkonsekvenser af at ændre systemet, i dette tilfælde bl.a. at nedlægge den separate indsamling af KOD og i stedet at forbrænde det organiske affald, blev opgjort. Vigtigt for konsekvens-LCA er ligeledes benyttelse af marginale procesdata, dvs. data for de reelle processer, som påvirkes af systemet i stedet for gennemsnitsværdier. Der er derfor i nærværende projekt benyttet marginale procesdata, hvor det har været muligt.

Som nævnt ønskede kommunerne en livscyklusvurdering, som omfatter hele det nuværende affaldssystem i de syv daværende kommuner, og på grundlag af hvilken, det vil være muligt at planlægge det fremtidige affaldssystem i de nye storkommuner. En sådan livscyklusvurdering kunne tænkes at indeholde en fuldstændig livscyklusvurdering for hver enkelt kommune, dvs. en opgørelse af miljøpåvirkninger fra indsamling,

transport og behandling, hvor de eksakte værdier for afstande og affaldsmængder i de enkelte kommuner indgik. Miljøeffekterne kunne derefter sammenlignes med scenarier opstillet for de nye storkommuner. Denne fremgangsmåde vil være ressourcekrævende, uden at det nødvendigvis ville resultere i et ideelt beslutningsgrundlag for kommunerne.

Vi har valgt en anden strategi i projektet, idet miljøpåvirkningerne i stedet opgjordes som en gennemsnitlig værdi ved behandling af ét ton dagrenovationsaffald i projektets kommuner. På den måde fremgår det tydeligt, hvilken overordnet indflydelse valg af affaldsbehandlingsstrategi vil have i form af miljøpåvirkninger, mens forskelle i bidrag til miljøpåvirkningerne, som skyldes kommunespecifikke forhold, ikke direkte fremgår.

Vi mener ligeledes, at modellering af hver enkelt kommune vil lægge op til en sammenligning kommunerne imellem, i stedet for en sammenligning af forskellige teknologier, som jo ellers er projektets hovedformål. Da alle kommuner har samme affaldsbehandlingssystem på nuværende tidspunkt, vil forskelle i miljøpåvirkning hovedsagelig skyldes forskelle, som kan tilskrives indsamling (og sorteringseffektivitet ved husstandene) og affaldstransport. En del af miljøpåvirkningen fra disse processer udgøres af faktorer, som kommunerne ikke selv herre over, f.eks. en længere transportafstand til behandlingsanlæggene eller en anden sammensætning af boligtyper, som vil resultere i større miljøpåvirkninger fra indsamlingsordningen. Det er desuden kendt fra andre livscyklusvurderinger af affaldssystemer, at indsamlings- og transportfasen bidrager langt mindre end behandlingsfasen til den samlede miljøpåvirkning. Vi mener derfor, at bestemmelse af miljøpåvirkninger baseret på en gennemsnitsværdi for håndtering af 1 ton affald i alle kommuner giver et lige så godt billede af konsekvenser af valg af affaldssystem, som en undersøgelse baseret på de enkelte kommuners affaldshåndtering.

Som nævnt indgår de syv kommuner per 1/1 2007 i fire nye storkommuner, men udover de syv oprindelige interessentkommuner indeholder storkommunerne yderligere et antal kommuner. Det blev besluttet ikke at inkludere disse kommuner i miljøvurderingen, og som en konsekvens heraf, ikke at miljøvurdere de nye storkommuner. Der er her gjort den vigtige forudsætning, at der ikke er stordriftsfordele ved affaldshåndtering, dvs. at miljøpåvirkninger per ton affald er uafhængig af kommunestørrelsen. Vi mener, at denne forudsætning er opfyldt, så længe der udelukkende fokuseres på miljøpåvirkninger, idet kommunesammenlægningen jo ikke ændrer på affaldsmængder og -sammensætning samt transportstrækninger til behandlingsanlæg – mht. økonomi stiller sagen sig muligvis anderledes.

Selvom den samlede miljøpåvirkning for hver enkel kommune ikke fremgår, vil det på grundlag af miljøvurderingen være muligt for den enkelte kommune at afgøre miljøkonsekvenserne af at vælge behandlingssystem. Ligeledes vil miljøvurderingen identificere bidrag til miljøpåvirkningerne fra de enkelte dele af affaldssystemet som f.eks. papirgenanvendelse, og ved at sammenligne den kommune-specifikke værdi for denne parametre med gennemsnitsværdien, kan den enkelte kommune identificere, hvor det eventuelt kan betale sig at gøre en yderligere indsats for at opnå en miljøforbedring.

Livscyklusvurderingen udformedes derfor, så den kom til at indeholde en række scenarier, som beskrev den gennemsnitlige miljøpåvirkninger for alle syv kommuner ved at vælge en bestemt affaldsbehandlingsstrategi. Gennemsnitsværdien vil i overvejende grad være repræsentativ for den enkelte kommune, selvom der selvfølgelig kan være kommune-specifikke forskelle, som ikke kan ses. Kommunerne kan af de opstillede scenarier direkte aflæse miljøeffekten per ton dagrenovation ved at vælge alternative behandlingsstrategier. For at tydeliggøre miljøeffekter som funktion af valg af behandlingsteknologi blev der derudover foretaget en direkte sammenligning af forbrænding af 1 ton kildesorteret affald i forhold til biologisk behandling af denne affaldsfraktion.

2.2.2 Den funktionelle enhed

Den funktionelle enhed beskriver kvantitativt den ydelse, der miljøvurderes. I dette projekt var den funktionelle enhed:

- Bortskaffelse (indsamling, transport og behandling) af 1 ton dagrenovation i det geografiske område, projektet omfatter.

Der blev dog i afsnit 4.4 og 4.5 regnet på underafdelinger af den funktionelle enhed i form af hhv. 1 ton kildesorteret organisk dagrenovation (KOD), 1 ton restaffald og 1 ton bioaffald.

En kvalitativ beskrivelse af den funktionelle enhed omfatter inddelingen af affaldet i fraktioner samt deres kemiske sammensætning. Der er ikke foretaget direkte analyser af affaldssammensætningen i forbindelse med projektets udførelse, og beregning af affaldssammensætningen tager derfor udgangspunkt i en model for fordelingen af materialefraktioner i restaffald. I en sorteringsanalyse af restaffald foretaget af Econet (Petersen & Domela, 2003) blev restaffald fra flere danske kommuner sorteret i 123 delfraktioner. Institut for Miljø & Ressourcer grupperede efterfølgende delfraktionerne i 48 materialefraktioner og analyserede den kemiske sammensætning af hver materialefraktion. Det er denne model, som er udgangspunktet for beregningen af affaldssammensætningen i projektet.

I Petersen & Domela (2003) indgår der ikke kildesorteret papir, pap og glas, men den benyttede affaldssammensætning blev suppleret med gennemsnitsværdier for størrelsen af disse fraktioner, således at modellen beskriver den samlede dagrenovation fra husstandene. Pga. forskel i affaldssammensætning fra enfamilie- og flerfamilieboliger blev data opdelt på disse familietyper. Den totale mængde af affald pr. person varierer ikke med boligtypen, men mængden af affald pr. husstand varierer dog, da de to boligtyper har forskellige husstandsstørrelser. Modellens data er fra 2001, og det har været nødvendigt at opdatere den i projektet, da mængden af papiraffald tilsyneladende er steget kraftigt siden da. I kapitel 3 beskrives i detaljer, hvordan korrektionerne er udført. Det var resultater fra en henteordning for papiraffald i en af projektets kommuner, som gav anledning til denne opdatering, idet papirmængderne klart overskred potentialet

beregnet på grundlag af den oprindelige affaldssammensætning. Dette støttes af flere igangværende projekter på Institut for Miljø & Ressourcer, hvor der også er konstateret øgede papiraffaldsmængder ved indsamling i kommunerne. Tabel 2.2 viser sammensætningen af 1 ton dagrenovation opdelt i de fem sorteringsfraktioner, som borgenes kildesortering omfatter: bioaffald, papir, pap, glas og restaffald.

I nærværende projekt var det ikke et formål at adskille miljøpåvirkninger fra enfamilie- og flerfamilieboliger, derfor blev der konstrueret én samlet affaldssammensætning for disse boligtyper baseret på et gennemsnit vægtet i forhold til antallet af boligtyper i de aktuelle kommuner. Den anvendte affaldssammensætning fordelt på alle 48 fraktioner kan findes i bilagsrapportens bilag A.

Tabel 2.2. Sammensætning af 1 ton dagrenovation i potentielle sorteringsfraktioner korrigeret for øgede papirmængder i affaldet.

Sorteringsfraktion	Mængde
Bioaffald	370 kg
Papir egnet til genbrug	262 kg
Pap egnet til genbrug	45 kg
Glas egnet til genbrug	86 kg
Restaffald	237 kg

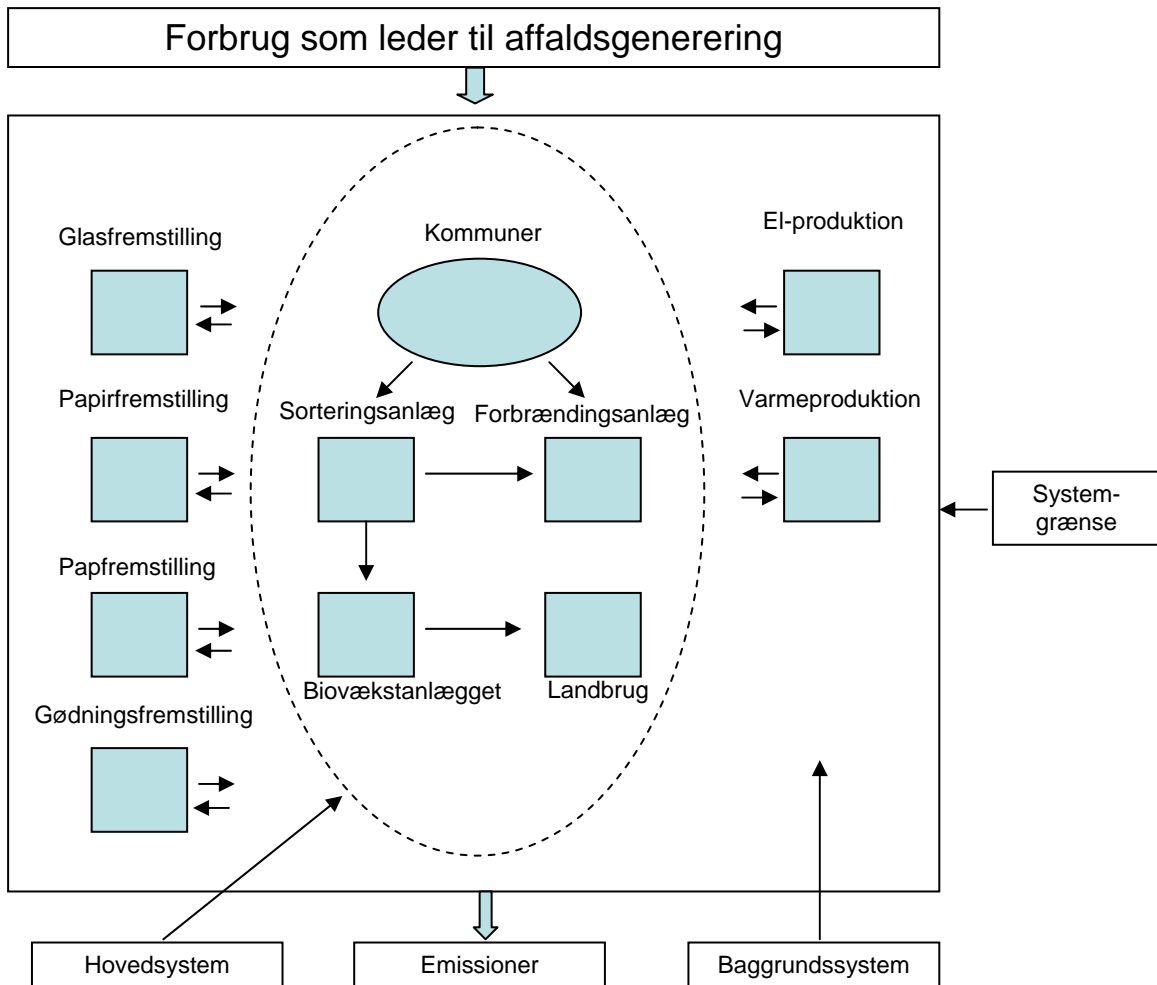
Hvad de enkelte affaldsfraktioner dækker kan ses af tabel 3.3

2.2.3 Systemgrænser

Systemgrænserne definerer hvilke processer, som tilhører hhv. systemet og det omliggende samfund. Figur 2.2 viser systemgrænserne for det nuværende dagrenovationssystem, principperne er det sammen for fremtidsscenerierne. Forgrundssystemet består af de processer, som direkte undersøges i projektet, dvs. indsamling, transport, forsortering, biologisk behandling, forbrænding og anvendelse af kompost på landbrugsjord. Bag dette system ligger baggrundssystemet, som inkluderer systemudvidelserne, dvs. de fortrængte processer, heriblandt fremstilling af kunstgødning, varme- og el-produktion og fremstillingsvirksomheder for papir, pap og glas. Selve forbrugsfasen, som leder til affaldsgenerering, er ikke en del af systemet.

Undersøgelsen er geografisk begrænset til de daværende nordsjællandske kommuner: Frederikssund, Helsingør, Hundested, Jægerspris, Slangerup, Stenløse og Ølstykke. Desuden indgår landbrugsland i egnen omkring Holbæk, hvor kompost fra Biovækstanlægget udbringes.

Projektet bygger på data fra 2005, og projektet er således tidsmæssigt begrænset til at omhandle miljøpåvirkninger af affaldshåndteringen i dette år, men resultaterne anses også for at være repræsentative for den nuværende situation med de begrænsninger, som fremgår af afsnit 2.1.2 ovenfor.



Figur 2.2. Systemafgrænsning

2.2.4 Dataindsamling og datakvalitet

For Vestforbrændings anlæg i Glostrup og sorteringsanlægget i Frederikssund bygger data på grønne regnskaber samt mundtlige og skriftlige oplysninger fra ansatte i organisationen. Affaldsmængderne bygger på data fra de enkelte kommuner, som også har leveret data om fordelingen af affaldsfraktioner på de forskellige indsamlingsordninger. Data for Biovækstanlægget stammer fra årsrapporter, miljøregnskaber, en rapport fra Miljøstyrelsen samt fra mundtlige og skriftlige oplysninger fra ansatte i Biovækstselskabet/Solum Gruppen. Det er ikke alle data, som det lykkedes at indhente; derfor bygger miljøvurderingen til en vis grad på forudsætninger og antagelser om procesparametre, som er fundet i den videnskabelige og tekniske litteratur.

Datakvaliteten for massestrømme af affald var god, med høj detaljeringsgrad for resultaterne fra de enkelte kommuner. Mht. emissioner skønnedes datakvaliteten generelt at være god, især var emissioner fra Vestforbrændingsanlægget i Glostrup detaljeret beskrevet. Det grønne regnskab for sorteringsanlægget i Frederikssund gav også

detaljerede oplysninger om energiforbrug og emissioner i 2005. Der var desuden i regnskabet foretaget allokeringer i forhold til de indkomne mængder af affald, således at energiforbrug og emissioner kunne tilskrives de processer på anlægget, som var relevante for dette projekt. Biovækstanlæggets processer var velbeskrevne, men der manglede vigtige data om biogasproduktionen, som nødvendiggjorde en række antagelser for at kunne udføre livscyklusvurderingen af den samlede affaldshåndtering i projektets kommuner. Der var desuden et antal parametre, som det af tekniske grunde ikke er muligt at måle direkte på anlægget – her måtte der også foretages valg af procesværdier.

2.2.5 Allokeringsprocedurer

Det har tre steder i systemet været nødvendigt at udføre allokeringsprocedurer. Det drejede sig om forsøringsanlægget i Frederikssund, Biovækstanlægget og forbrændingsanlægget. Disse systemer behandlede alle affald i 2005 fra kommuner, som ikke indgik i projektet. For sorteringsanlægget og forbrændingsanlægget vedkommende blev der desuden modtaget andre affaldstyper end dagrenovation. Biovækstanlægget modtog små mængder af andet affald end dagrenovation, men kildesorteret organisk dagrenovation udgjorde langt den væsentligste del - dog stammede en stor del af dagrenovationen fra kommuner, som ikke deltog i projektet. For alle tre behandlingsanlæg blev energiforbrug og de til energiforbruget hørende emissioner tilskrevet dagrenovationsaffaldet fra projektets kommuner ved at allokere på massebasis. De nærmere detaljer i beregningerne kan ses under de relevante afsnit i kapitel 3.

2.2.6 Kriterier for udeladelse af inputs og outputs

Med hensyn til massestrømme af affald i systemerne er der ikke foretaget væsentlige udeladelser, idet der er gjort rede for indsamling, transport og behandling af alle 28.455 tons dagrenovation, som håndteredes i 2005. Mht. Biovækstanlægget blev det udeladt at beregne miljøpåvirkning af et fåtal emissioner heriblandt nogle hundrede liter spildevand med citronsyre samt et overløb af procesvand. Mere væsentligt blev det valgt ikke at medtage Biovækstanlæggets brug af neddelte have- parkaffald til strukturmateriale. Strukturmateriale forhindrer affaldet i at falde sammen og fremmer derved de biologiske processer. Strukturmateriale genanvendes i stor udstrækning, og det kan derfor ideelt set betragtes som et inert hjælpestof. Massebalancen indikerede dog, at der forsvandt en stor mængde strukturmateriale under den kombinerede bioforgasnings- og komposteringsproces. Den mængde strukturmateriale, der ikke recirkuleres, ender enten i den færdige kompost eller bliver nedbrudt under komposteringsprocessen (det antages, at strukturmateriale ikke bidrager til biogasproduktionen).

Vi har derfor valgt at se bort fra forbruget af strukturmateriale i livscyklusvurderingen, og emissionerne blev udelukkende tilskrevet bioaffaldet. Biovækstsystemet tildeltes ingen væsentlige fordele eller ulemper ved denne udeladelse: Hvis ikke strukturmateriale var blevet anvendt på Biovækstanlægget, ville det sandsynligvis være blevet komposteret som have- parkaffald. Vi antager, at det ville medføre lignende emissioner og bidrage

med samme egenskaber til den færdige have-parkkompost som i bioaffaldskomposten. Derfor giver forbrug af strukturmateriale på Biovækstanlægget ikke anledning til yderligere substitution af handelsgødning set i forhold til den alternative anvendelse i have-parkkompost, og udeladelse af denne massestrøm vurderes ikke at influere i væsentlig grad på det overordnede resultat af livscyklusvurderingen. Hvis alternativet i stedet var forbrænding af strukturmaterialet, stiller sagen sig anderledes, men det er ikke taget i betragtning her, da kompostering af have-parkaffald er langt den mest anvendte behandlingsmetode i Danmark

2.2.7 Typer af påvirkningskategorier og metoder til at vurdere miljøpåvirkninger

Livscyklusvurderingen i dette projekt blev udført ifølge UMIP-metoden med opdaterede normaliseringsreferencer for EU-15 lande ifølge EDIP 2003, som beskrevet af Stranddorf et al. (2005). UMIP-metoden er den danske metode, som anvendes til livscyklusvurdering af industrielle produkter (Wenzel et al., 1997). Emissionerne samles i potentielle miljøpåvirkningskategorier: Drifhuseffekt, ozonlagsnedbrydning, forsurening, næringsstofbelastning og fotokemisk ozon-dannelse, samt en række toksiske påvirkningskategorier i form af økotoksicitet til jord og vand og humantoksicitet via jord, vand og luft. Alle emissioner, der bidrager til en påvirkningskategori, adderes vægtet i forhold til deres belastning og emissionens størrelse og gives samme enhed, som vist i tabel 2.3. Miljøbelastningen kvantificeres således som en øjeblikkelig udledning og udsiger ikke direkte noget om eventuelle effekter, da der ikke redegøres for, hvor og hvornår udledningen rent faktisk finder sted, og hvilke andre kilder, der er i området. De potentielle miljøpåvirkninger kan endvidere omregnes for hver af påvirkningskategorierne til en fælles enhed i form af en personækvivalent (PE), idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person – dette kaldes normalisering. Tabel 2.3 viser endvidere de anvendte normaliseringsfaktorer til omregning til personækvivalenter.

Ved normalisering bliver der ikke taget stilling til de enkelte kategoriers relative betydning mht. miljøpåvirkning. Dette kan gøres ved en vægtningsprocedure, hvor politiske opstillede mål for reduktion af bidrag til den pågældende påvirkningskategori afgør emissionens vigtighed – jo mindre emissionsreduktion, der er opnået i forhold til de politiske mål, desto vigtigere anses emissionen for at være. Karakterisering og normalisering vil blive benyttet i denne rapport, men ikke vægtning, da denne procedure er forbundet med stor usikkerhed, og desuden ikke må udføres i en offentlig tilgængelig sammenlignende LCA-rapport, som er udarbejdet i overensstemmelse med ISO-standard 14040.

Tabel 2.3. Miljøpåvirkningskategorier i UMIP-metoden

Potentielle miljøeffekter	Enhed	Vigtige stoffer, som bidrager til miljøeffekt	#Personækvivalent-enhed/person per år (normaliseringsreference)
Drivhuseffekt	kg CO ₂ -ækv.	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CO	8700
Forsuring	kg SO ₂ -ækv.	SO ₂ , NO _x , NH ₃	74
Næringssaltbelastning	kg NO ₃ -ækv.	NO ₃ , NO _x , NH ₃ , PO ₄	119
Fotokemisk ozondannelse (smog)	kg C ₂ H ₄ -ækv.	VOC	25
Ozonedbrydning	kg CFC11-ækv.	CFC-gasser	0,103
Human toksicitet via luft	m ³ luft	VOC	6,09 * 10 ¹⁰
Human toksicitet via vand	m ³ vand	Tungmetaller, Dioxin	5,22* 10 ⁴
Human toksicitet via jord	m ³ jord	Tungmetaller, VOC	127
Økotoksicitet vand kronisk	m ³ vand	PAH, Tungmetaller	3,52* 10 ⁵
Økotoksicitet jord	m ³ jord	Tungmetaller, VOC	9,64* 10 ⁵
Gemt toksicitet til jord	m ³ jord	Tungmetaller	506
Gemt toksicitet til vand	m ³ vand	Tungmetaller	1,14* 10 ⁷
Ødelagt grundvandsressource	m ³ vand	NO ₃ , Cl	1,2* 10 ³
Ressourcer			
Kul	kg		574
Olie	kg		590
Naturgas	m ³		310
Aluminium	kg		3,4
Kobber	kg		1,7
Jern	kg		100

#Normaliseringsreferencer for EU-15 landene er anvendt, som beskrevet af Stranddorf et al. (2005), eksklusiv normaliseringsreferencerne for ødelagt grundvandsressource og gemt toksicitet til jord og vand, som er beregnet af DTU, Institut for Miljø & Ressourcer.

Som supplement til UMIP-metodens miljøvurderingskategorier har EASEWASTE indført to kategorier, der er væsentlige i forhold de miljømæssige aspekter omkring affald (kun den første kategori er benyttet i dette projekt). "Ødelagt grundvandsressource" kvantificerer hvor meget grundvand en udsivning fra et deponi eller en materialeudnyttelse, for eksempel anvendelse af kompost på landbrugsjord, potentielt kunne ødelægge på grund af udvaskningen af salte, organisk stof og tungmetaller. "Deponeret toksicitet" opgør i toksicitetstermer den mængde tungmetaller, der er tilbage i deponier og konstruktioner indeholdende affald efter den tidsperiode, som indgår i miljøvurderingen. Det vil sige, at tungmetaller, der er tilbage efter for eksempel 100 år, vil blive husket og opgjort som "deponeret toksicitet".

Opgørelse af ressourceforbruget er også omfattet af UMIP-metoden. For alle ressourcer gælder det, at massen af de rene materialer opgøres. Ressourceforbrug kan ligesom miljøpåvirkninger omregnes til en fælles enhed i form af en personækvivalent, hvor det

faktiske forbrug divideres med en persons årlige forbrug af den pågældende ressource. Dette normaliserede resultat fortæller dog intet om alvorligheden af at bruge de forskellige ressourcer. Der kan derfor foretages en vægtning, hvor forbruget sættes i forhold til forsyningshorisonten af de enkelte ressourcer (dette er dog ikke tilladt i projekter, som følger ISO-standarden for sammenlignende LCA'er, som er beregnet til offentliggørelse). Vægtningsreferencer for udvalgte ressourcer er vist i tabel 2.3. For fornybare ressourcer er forsyningshorisonten uendelig, hvilket betyder, at vægtningsreferencen også er uendelig stor, og at det vægtede resultat bliver 0. Det er således ikke kritisk at anvende disse ressourcer. Da ressourceforbrug normalt ikke er en væsentlig parameter ved miljøvurdering af affaldssystemer, er disse påvirkningskategorier udeladt i dette projekt.

2.2.8 LCA-modellen EASEWASTE

LCA-modelleringen er gennemført med LCA-modellen EASEWASTE (Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies), der er udviklet ved Danmarks Tekniske Universitet. Med udgangspunkt i en detaljeret kemisk sammensætning af op til 48 materialefraktioner i affaldet beregner EASEWASTE masse-flow, ressourceforbrug og emissioner fra affaldssystemer, som defineres af brugeren. EASEWASTE omfatter kildesortering, indsamling og transport af affald, materialeoparbejdningsfaciliteter, forbrændingsanlæg, komposteringsanlæg, biogasanlæg, kombinerede biogas- og komposteringsanlæg, deponeringsanlæg, anvendelse af organisk affald i jordbruget, genanvendelse af materialer, energiudnyttelse samt materialeudnyttelse. Modellen indeholder data for udvalgte anlæg og processer, men tillader også at specifikke anlæg opstilles og gemmes i modellen. Scenarier med flere strenge kan opstilles for et givet system startende med affaldsgenereringen og afsluttende med slutdisponeringen i et deponi, ved industriel materialegenanvendelse, udspredd på landbrugsjord, udnyttelse i energianlæg eller ved materialeudnyttelse, f.eks. som slagge i veje. Hvor der sker materialegenanvendelse, energiudnyttelse eller materialeudnyttelse, krediteres affaldssystemer for de ressourcemæssige og miljømæssige besparelser, der opnås ved at den tilsvarende produktion baseret på jomfruelige materialer undgås. EASEWASTE integrerer miljøpåvirkninger over de første 100 år, og dette er således den tidsperiode som miljøvurderingen dækker. EASEWASTE indeholder databaser for en række centrale processer, for eksempel for transport, elektricitets- og varmfremstilling. EASEWASTE-modellen er nærmere beskrevet i Kirkeby et al. (2006) og Hansen et al. (2006).

2.2.9 Rapportformat, målgrupper og kritisk gennemgang af resultater

Rapporten beskriver en sammenlignende livscyklusvurdering udført ifølge ISO-standard 14044 med en enkelt undtagelse, som beskrevet nedenfor. Livscyklusvurderingen er desuden beregnet på offentliggørelse med de dertil hørende krav til dokumentation som defineret i ISO-standarden.

Undersøgelsens målgruppe er primært, I/S Vestforbrænding, Biovækst A/S og de involverede kommuner, men også andre kommuner og beslutningstagere generelt anses for at kunne have udbytte af rapporten.

Rapporten er blevet eksternt revideret af en uafhængig livscyklusekspert. På dette punkt er rapporten ikke i fuld overensstemmelse med ISO-standard, der kræver, at den kritiske gennemgang bliver udført af et ekspertpanel.

3 Kortlægning af livscyklus

3.1 Livscyklusopgørelse for generering, indsamling og transport af dagrenovation i kommunerne

3.1.1 Demografiske data

De syv daværende kommuner, som deltog i projektet, var Frederikssund, Helsingø, Hundested, Jægerspris, Slangerup, Stenløse og Ølstykke. Der er tale om kommuner, som overvejende bebos af familier i énfamiliehuse; kun i Frederikssund er der en væsentlig andel flerfamiliehuse. Tabel 3.1 viser beboelsessammensætningen i kommunerne i 2005. I alt boede 33.386 familier i enfamiliehuse og 5.210 familier i flerfamiliehuse svarende til hhv. 86,5 og 13,5 %.

Tabel 3.1. Fordelingen af befolkningen på boligtyper.

Antal enheder af hver boligtype	Frederiks-sund	Hel-singe	Hunde-sted	Jægers-pris	Slange-rup	Sten-løse	Ølstykke	Total
Stuehuse til landbrugsejendomme (SF)	124	453	68	183	183	197	102	1.310
Parcelhuse (SF)	3.719	4.858	2.728	1.908	2.071	3.225	3.396	21.905
Række-, kæde- og dobbelthuse (SF)	1.395	1.071	489	519	1.022	1.351	1.799	7.646
Etageboligbebyggelse (MF)	2.691	635	660	311	260	240	274	5.071
Kollegier (MF)	0	0	0	3	0	0	16	19
Døgninstitutioner (MF)	9	29	20	12	3	1	46	120
Anden helårsbeboelse (SF)	59	68	35	21	18	25	61	287
Uoplyst (SF)	17	16	19	18	5	12	5	92
Beboede fritidshuse (SF)	3	752	214	955	2	198	22	2.146
Total	8.017	7.882	4.233	3.930	3564	5.249	5.721	38.596
Folketal 2005	18.640	19.473	9.913	9.480	9.237	13.384	15.358	95.485

Kilde: Danmarks Statistik 2006

SF: single family (énfamiliehuse), MF: multy family (flerfamiliehuse)

Sammenholdt med tabel 3.2 kan det antal personer, som bor i énfamiliehuse og flerfamiliehuse beregnes til hhv. 87.238 og 9.343, hvilket tilsammen overstiger befolkningstallet i kommunerne ifølge Danmarks Statistik en smule. Ved antagelse af at disse tal dog repræsenterer den korrekte proportion mellem antallet af beboere kan tallene korrigeres til hhv. 86.238 personer i énfamilieboliger og 9.247 personer i flerfamilieboliger, hvilket giver en gennemsnitlig husstandsstørrelse på 2,58 personer i énfamiliehuse og 1,77 personer i flerfamiliehuse.

Tabel 3.2. Gennemsnitlig husstandsstørrelse i Danmark

Beboelsestype	personer/husstand
Stuehuse til landbrugsejendomme (SF)	2,9
Parcelhuse (SF)	2,8
Række-,kæde- og dobbelthuse (SF)	2,2
Etageboligbebyggelse (MF)	1,8
Kollegier (MF)	1,2
Døgninstitutioner (MF)	1,6
Anden helårsbeboelse (SF)	2,5
Uoplyst (SF)	1,8
Beboede fritidshuse (SF)	2,0

Kilde: Danmarks Statistik 2006

3.1.2 Organisering af affaldssystemet for dagrenovation

Borgerne har mulighed for at vælge beholderstørrelse til indsamling af dagrenovation – f.eks. kan man i Jægerspris vælge mellem fire forskellige beholderstørrelser: 120, 400, 660 og 800 liter. Standardbeholderen for enfamilieboliger er en 120 liter beholder, og vælges der en anden beholderstørrelse påvirkes affaldsgebyret. For alle kommuner gælder, at der er indført kildesortering, og dagrenovationen skal sorteres i flere fraktioner, som omfatter bioaffald, papir, pap og glas. Restaffaldet udgøres af det affald, som ikke indgår i disse fraktioner. Tabel 3.3 viser affaldsfraktionerne, og hvad de dækker over ifølge kommunernes sorteringsvejledninger. Indsamlingsordningerne er organiseret således, at der ved helårsboliger indsamles bioaffald og restaffald. Papir indsamles i større byområder ved husstanden, samt i centralt placerede beholdere og på genbrugsstationerne. Glas indsamles i genbrugsbeholdere i centralt placerede beholdere og på genbrugsstationerne. Papemballager indsamles på genbrugsstationerne.

Projektet var afgrænset til kommunernes behandling af dagrenovation, derfor blev restaffald fra erhvervsvirksomheder ikke medtaget i de følgende affaldsopgørelser. Det blev ligeledes valgt at se bort fra dagrenovation fra sommerhuse; projektet omfattede således kun dagrenovation fra fastboende familier i kommunerne. Disse indskrænkninger havde konsekvenser for opgørelsen af affaldsmængder, da affald fra helårsboliger, sommerhuse og erhvervsvirksomheder ikke i alle tilfælde opgøres hver for sig af kommunerne. Der er derfor gjort en række forudsætninger for at kunne beregne affaldsmængderne fra helårsbeboelserne. I det følgende er opgørelsen af affaldsmængder beskrevet for Jægerspris Kommune, som ikke opgør affald fra helårsboliger, sommerhuse og erhvervsvirksomheder hver for sig, men princippet i beregningen er også gældende for resten af kommunerne i projektet.

Tabel 3.3. Kildesorteringsfraktioner ifølge kommunernes sorteringsvejledninger

Sorteringsfraktion	Indhold ifølge. sorteringsvejledning
Bioaffald	Animalsk madaffald
	Vegetabilsk madaffald
	Aftørringspapir
	Blomsteraffald
	Døde dyr og ekskrementer
Papir	Kattegrus
	Aviser
	Ugeblade
	Reklamer
	Bøger, herunder telefonbøger
	Skrivepapir
	Andet rent papir
Pap	Papemballage
	Andet pap
Glas	Klart glas
	Grønt glas
	Brunt glas
	Andet glas

Den totale dagrenovationsmængde i Jægerspris Kommune blev opgjort i henhold til den indvejede mængde på modtageanlægget og registreret i Vestforbrændings fællesordninger, hvor der ikke blev skelnet mellem affald fra sommerhuse eller restaffald fra erhverv. Det gjaldt ligeledes for indsamlingen af papir i genbrugsbeholdere, da indsamling fra helårsboligerne og sommerhusene sker i samme rute, hvorfor mængden ikke kunne opgøres hver for sig i indvejningsstatistikken. I Jægerspris Kommune findes et større antal sommerhuse, der ikke sorterer i hhv. bio- og restaffald. Det antages, at der udsorteres forholdsvis mindre mængder genbrugsmaterialer fra sommerhuse set i relation til andelen af udsorterede genbrugsmaterialer i helårsboliger, da der forekommer en generel tendens til, at borgerne er mindre opmærksomme på kildesortering, når de er på ferie. Mængden fra sommerhusene og erhvervet udgjorde ca. 35 % af den samlede mængde bio- og restaffald indsamlet i kommunen. Denne mængde affald er ikke inkluderet i affaldsmængderne i denne rapport.

Papemballager, der potentielt afleveres i forbindelse med dagrenovationen, betragtedes i denne undersøgelse som mindre papemballager stammende fra f.eks. legetøj, mindre husholdningsapparater, cornflakes, tandpastatuber og andre dagligvarer, mens papemballager fra fjernsyn og hele grøntkasser i denne sammenhæng ikke betragtedes som en del af dagrenovationen. Derfor er der i denne analyse en antagelse om, at andelen af papaffald fra husstande, der udsorterer papemballager fra dagrenovation, maksimalt udgør 25 % af den indsamlede mængde på genbrugsstationen i Jægerspris Kommune. Derfor lå Jægerspris langt over gennemsnittet mht. affaldsmængder; det blev dog indregnet, at der blev indsamlet 11 % papir og pap fra erhverv på genbrugsstationen, som blev fratrukket den samlede registrerede mængde. For en detaljeret gennemgang af affaldssystemet i de enkelte kommuner henvises til bilagsrapportens bilag B

3.1.3 Affaldsmængder og potentialer

Der blev i 2005 i alt indsamlet 28.455 tons dagrenovationsaffald fra kommunernes 95.485 indbyggere, hvilket svarede til 298 kg affald per person per år. På baggrund af oplysningerne fra kommunerne blev affaldsmængderne opgjort på de enkelte fraktioner: bioaffald, papir, pap, glas og restaffald, som det ses i tabel 3.4. Restaffaldet udgjorde den største fraktion med 14.609 ton. Der udsorteredes 8.207 ton KOD i husstandene, som transporterades til sorteringsanlægget i Frederikssund for yderligere sortering. I alt blev 4.936 ton bioaffald transporteret til Biovækstanlægget, hvor det blev omdannet til biogas og kompost. Der indsamledes i 2005 i alt 3.660 ton papir vha. forskellige indsamlingsordninger, hovedsageligt kuber placeret på trafikknudepunkter og i containere placeret på lokale genbrugsstationer. Kuberne bidrog til den største del af papirindsamlingen med 1.825 ton

Jægerspris har som den eneste kommune en kommunal indsamlingsordning, hvor papiraffald hentes hos de enkelte husstande, og denne ordning resulterede i indsamling af 179 ton papir fra 1009 enfamiliehusstande (papirindsamlingen i Stenløse foretages af spejdere og indgår derfor ikke i den følgende beregning af papirpotentialer). Mængden af pap, som blev indsamlet, var lav i alt 219 ton. Der blev desuden indsamlet 156 ton usorteret restaffald i Hundested – denne fraktion medregnedes i det følgende til den totale mængde restaffald.

Som nævnt i afsnit 2.2.2 gjorde de relativt store papirmængder, som blev indsamlet vha. Jægerspris' henteordning, det nødvendigt at korrigere den anvendte model for affaldssammensætningen. Dette havde også betydning for beregning af affaldspotentialer og herunder på fordelingen af papirmængder på den foreslåede henteordning og de eksisterende ordninger i papirindsamlingsscenarierne (Scenarium 3 og 4). Jægerspris' henteordning omfatter 1009 enfamiliehusstande, som har fået udleveret beholdere til papirindsamling af kommunen. Som det ses af tabel 3.4, resulterede denne ordning i, at 179 ton papir blev indsamlet fra de involverede husstande.

Tabel 3.4. Affaldsmængder (ton/år) i kommunerne i 2005 fordelt på affaldsfraktioner og indsamlingsordninger

Affaldsmængder fra helårsbeboelse (ton/år)	Frederiks-sund	Helsing-e	Hunde-sted	Jægers-pris	Slange-rup	Sten-løse	Ølstyk-ke	Total
Restaffald, usorteret			156					156
Restaffald, kildesorteret	2.654	2.893	1.326	1.704	1.505	2.538	1.989	14.609
#Kildesorteret organisk dagrenovation (KOD)	1.683	1.728	807	603	936	1.026	1.424	8.207
Bioaffald								4.936
Papir/aviser fra husstandsindsamling				179		189		368
Papir/aviser fra genbrugsbeholdere (kuber)	488	183	192	197	304	274	271	1.909
Papir/aviser fra genbrugsstation	431	190	126	27	77	200	332	1.383
Subtotal papir	919	373	318	403	381	663	603	3.660
Pap fra genbrugsstationer	51	36	29	13	17	31	42	219
Glas/flasker fra genbrugsbeholdere (kuber)	186	128		158	194	279	192	1.137
Glas/flasker fra genbrugsstation	136	86				29	20	271
Glas/flasker uspecif.			195					195
Subtotal glas	322	214	195	158	194	308	212	1.603
Total	5.629	5.245	2.831	2.881	3.033	4.566	4.270	28.455

#KOD fra husstandene sorteredes yderligere på affaldssorteringsanlægget i Frederikssund - sigteresten gik til forbrænding og den biologiske fraktion, bioaffaldet, gik til Biovækstanlægget

Som nævnt i afsnit 2.2.2. bygger den hidtidigt anvendte affaldssammensætning for husholdningsaffald i EASEWASTE på affaldsanalyser af Petersen og Domela (2003) suppleret med tal for papirmængder i 1998 ifølge Petersen & Petersen (1999). Ved at benytte denne affaldssammensætning sammenholdt med kommunens sorteringsvejledning blev Jægerspris Kommunes papirpotentiale modelleres til at udgøre 150 ton for 1009 enfamiliehusstande - den indsamlede mængde overskred altså potentialet med 20 %. Der er flere mulige forklaringer: Papirpotentialet kunne være underestimeret, der kunne være store mængder af fejlsorteret affald i papirfraktionen, eller naboer benyttede indsamlingen uden at være direkte tilknyttet ordningen. Der var dog ingen tegn på, at der var stor fejlsorteringsprocent, eller at der var flere end de officielle 1009 husstande, som deltog i indsamlingsordningen. Derimod støttedes den sidstnævnte antagelse - at papirpotentialet var underestimeret - af data fra flere andre

igangværende DTU-projekter, hvor der blev registreret mere papir, end der iflg. Miljøstyrelsen var potentiale for.

Introduktionen af gratisaviser i 2002 kan være en væsentlig årsag til stigningen i papirpotentialet. De følgende beregninger blev derfor foretaget under forudsætning af, at papirindsamlingen i Jægerspris repræsenterede en reel stigning i potentiale i forhold til Miljøstyrelsens angivelser. Det blev desuden antaget, at henteordningen højst var 90 % effektiv. Papirpotentialet kunne derfor beregnes til $179 \text{ ton} / 1009 \text{ husstande} / 90 \times 100 = 197 \text{ kg}$ per enfamiliehusstand per år i Jægerspris. Det antages i den hidtidigt anvendte affaldssammensætning i EASEWASTE, at beboere i flerfamiliehusstande genererer 7,1 % mere papiraffald per person end énfamiliehusstande. Sammenholdt med husstandsstørrelserne svarede det til $(197 / 2,58) + 7,1 \% \times 1,77 = 145 \text{ kg}$ papiraffald per flerfamiliehusstand per år. I tabel 3.5 er papirpotentialerne i de daværende syv kommuner beregnet vha. ovenstående antagelser.

Tabel 3.5. Papirpotentialer (ton/år) i de syv kommuner fordelt på énfamiliebeboelse (SF) og flerfamiliebeboelse (MF) beregnet på grundlag af henteordningen i Jægerspris

	7 Kommuner tilsammen	Frederikssund	Helsingørge	Hundested	Jægerspris	Slangerup	Stenløse	Ølstykke
Papirpotentiale SF	6.700	1.093	1.318	697	707	731	1.149	1.002
Papirpotentiale MF	769	405	89	97	48	44	41	45
Papirpotentiale SF+MF	7.469	1.498	1.407	794	755	775	1.190	1.047

Sammenholdt med de aktuelt indsamlede papirmængder angivet i tabel 3.4, ses det, at der er mulighed for indsamling af væsentligt forøgede papirmængder ved at indføre kommunedækkende henteordninger – ved en indsamlingseffektivitet på 90 % af potentialet vil papirmængderne således kunne forøges til næsten det dobbelte i forhold til den nuværende situation. Vha. den korrigerede affaldssammensætning kunne potentialerne for de andre affaldsfraktioner også beregnes. Ved at sammenholde sorteringsvejledningerne med de enkelte affaldsfraktioner, som beskrevet i EASEWASTE, og ved at antage at sorteringen var 100 % effektiv, blev de potentielle mængder af bioaffald, pap og glas beregnet, som det fremgår af tabel 3.6.

Tabel 3.6. Affaldspotentialer ved 100 % effektiv kildesortering i de syv kommuner fordelt på affaldsfraktioner.

	Potentiale (ton/år)	Indsamlet (ton/år)	% af potentiale
Bioaffald	10.531	4936*	46,9
Papir egnet til genbrug	7469	3.660	49,0
Pap egnet til genbrug	1.268	219	17,3
Glas egnet til genbrug	2.434	1.603	65,8

*Eksklusiv 3070 ton frasorteret som urenheder, se tabel 3.17.

På basis af ovenstående opgørelse af affaldsmængder og affaldspotentialer i kommunerne blev der beregnet hvilke affaldsmængder, som indgik i de fire hovedscenarier. Figur 3.7 viser affaldsmængderne fordelt på affaldsfraktioner for scenarium 1 til 4.

Tabel 3.7. Affaldsmængder (ton/år) i hovedscenarierne

	Bioaffald	*KOD	Papir	Pap	Glas	Restaffald
Scenarium 1. Biovækst-ideal	4936	8207	3660	219	1603	18036
Scenarium 2: Forbrænding	0	0	3660	219	1603	22973
Scenarium 3: Forbrænding og henteordning for papir	0	0	6722	219	1603	19911
Scenarium 4: Biovækst-ideal og henteordning for papir	4936	8207	6722	219	1603	14975

*KOD: kildesorteret organisk dagrenovation udsorteret ved husstandene. Denne fraktion indeholder urenheder, som udsorteres på sorteringsanlægget i Frederikssund eller på Biovækstanlægget. Det tiloversblevne rene affald – bioaffaldet – er den fraktion, som behandles på Biovækstanlægget.

3.1.4 Sorteringseffektivitet og fejlsorteringer

På baggrund af fordelingen af affaldsmængderne på de forskellige indsamlingsordninger (tabel 3.4) sammenholdt med affaldspotentialerne (tabel 3.6) blev den gennemsnitlige sorteringseffektivitet for kommunerne beregnet. Der blev her gjort den forudsætning, at den totale affaldsmængde på 28.455 ton repræsenterer det samlede affaldspotentiale, dvs. der forsvinder ikke affald ud af systemet af uautoriserede kanaler.

Sorteringseffektiviteten beregnedes på følgende måde, her demonstreret med papirfraktionen som eksempel: Det indsamlede papir (tabel 3.4) fordelte sig med 368, 1.909 og 1.383 ton på hhv. henteordninger, kuber og genbrugsstationerne. Fordelingen mellem indsamlingsordningerne var således 10, 52 og 38 %. Som beskrevet ovenfor (tabel 3.6) skønnedes det indsamlede papir at udgøre 49 % af potentialet, resten antoges at ende i restaffaldet. På den baggrund beregnedes fordelingen af papir på de enkelte affaldsindsamlingsordninger, dvs. sorteringseffektiviteten, som vist i tabel 3.7. Af papiraffaldet endte 51 % i restaffaldet og de resterende 49 % fordelte sig på henteordningerne, kuber og genbrugsstationerne i forholdet 10:52:38, hvilket svarede til hhv. 4,9, 25,6 og 18,5 %.

For KOD og glasaffald blev beregningerne foretaget på samme måde, idet det blev antaget, at der ikke skete fejlsorteringer. Mht. pap stillede sagen sig lidt anderledes, da det er kendt, at papemballage ofte ender i den biologiske affaldsfraktion; det drejer sig især om pizzabakker o.l. På baggrund af oplysninger fra I/S Vestforbrænding, som driver sorteringsanlægget i Frederikssund, blev omfanget af fejlsorteringer af pap i bioaffaldet og papirfraktionerne vurderet. Det gøres opmærksom på, at disse tal repræsenterer skøn og ikke var baseret på egentlige målinger. På samme måde blev der antaget en vis mængde fejlsorteringer af plastic og metal i papir, pap og glasfraktionerne. Mængden af plastic og metal i bioaffaldet blev derimod beregnet på grundlag af egentlige målinger, idet plastic og metalforureninger blev genfundet i sigteresten fra komposten på Biovækstanlægget. På tilsvarende måde blev sorteringseffektiviteten i forbindelse med de andre scenarier beregnet.

Det er klart, at sorteringseffektiviteter, som angivet i tabel 3.8, ikke fuldt ud repræsenterer fordelingen mellem alle affaldsfraktioner, f.eks. blev det antaget, at der ikke skete fejlsortering af bioaffald, men denne relativt simple model blev anvendt, da data på dette område er meget ressourcekrævende at fremskaffe. Den samlede sorteringseffektivitet fordelt på alle de 48 affaldsfraktioner, som benyttes i EASEWASTE, kan findes i bilagsrapportens bilag A.

Tabel 3.8. Procentvis fordeling af affaldsfraktioner på indsamlingsordningerne benyttet i Scenarium 1: Biovækst-ideal.

	Indsamlingsordninger						
	Restaffald	Bioaffald	Papir hente-ordning	Papir kuber	Papir genbrugsstation	Pap	Glas
KOD	53	47					
Genbrugsfraktioner							
Papir	51,0		4,9	25,6	18,5		
Pap	67,0	12,8	0,3	1,5	1,1	17,3	
Glas	34,1						65,9
Forureninger							
Plastic	90,5	3,0	0,4	2,1	1,5	0,2	2,2
Metal	98,2	1,2	0,1	0,3	0,2		

3.1.5 Indsamling og transport

Projektets kommuner benytter sig af mange forskellige former for indsamling og transport, deriblandt indsamling af kildesorteret organisk dagrenovation, indsamling af restaffald, en enkeltstående henteordning for papiraffald, samt flere forskellige ordninger, som tillader borgerne at aflevere papir, pap og glasaffald til genbrug. Der var ikke ressourcer i projektet til at kvantificere brændstofforbrug ved samtlige indsamlingsordninger, som var i brug i kommunerne. Der blev i stedet foretaget et antal målinger af dieselforbruget ved indsamling af hhv. KOD og restaffald i Ølstykke Kommune. Her målte en vognmand over en periode af tre uger dieselforbruget ved indsamling og videre transport af affald til sorteringsanlægget i Frederikssund. Det målte dieselforbrug og de anvendte standardtransportprocesser fra EDIP-databasen kan ses af tabel 3.10 og 11.

På grundlag af disse resultater blev indsamlingssystemet i de syv kommuner modelleret samlet under den antagelse, at der ikke var væsentlige kommune-specifikke forskelle mht. brændstofforbrug ved indsamlingsordningerne. Denne forudsætning støttes af den geografiske placering af kommunerne set sammen med kommunernes relativt ens boligsammensætning. For en bestemt indsamlingsrute ansås den tilbagelagte afstand for at være konstant, og dieselforbruget afhang kun af mængden af affald som indsamledes, dvs. dieselforbruget målte i l/ton affald. Ved den videre transport af affaldet, f.eks. fra sorteringsanlæg til behandlingsanlæg, afhang brændstofforbruget desuden af

transportstrækningen, dvs. forbruget opgjordes i l/km/ton affald. Der blev således konstrueret en forenklet model i EASEWASTE, som beskrev indsamlingsordningerne i kommunerne baseret på resultaterne fra Ølstykke og transportstrækningerne baseret på gennemsnitlige afstande fra kommunerne til behandlingsanlæggene. Tabel 3.9. viser transportafstande mellem projektets kommuner og behandlingsanlæg.

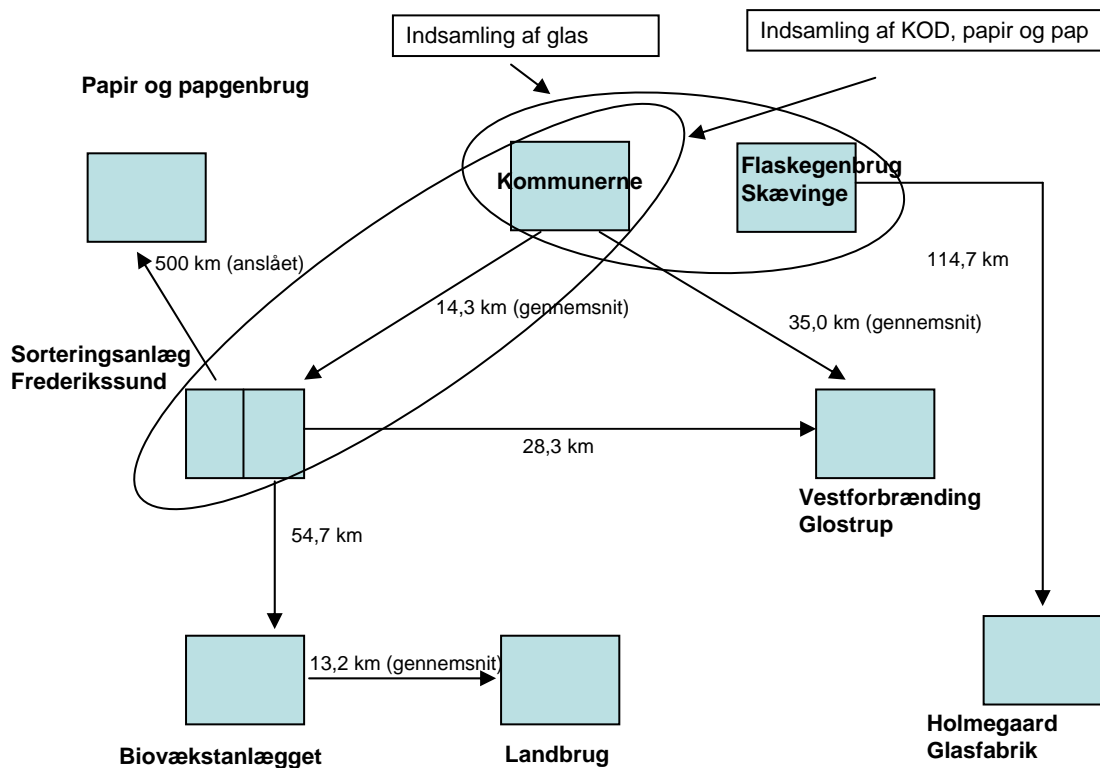
Tabel 3.9. Transportafstande mellem kommuner og behandlingsanlæg ifølge www.Krak.dk

Afstande (km)	Sorteringsanlæg, Frederikssund	Vestforbrænding, Glostrup
Vestforbrænding, Glostrup	28,3	
Biovækstanlægget	54,7	66,8
Frederikssund	0,0	32,2
Helsingø	30,9	43,1
Hundested	30,8	61,0
Jægerspris	10,6	38,2
Slangerup	7,4	30,3
Stenløse	11,6	17,8
Ølstykke	8,5	22,2
Gennemsnitsafstand til de 7 kommuner	14,3	35,0

Som det ses af tabellen ligger kommunernes centre mellem 7,4 og 30,9 km fra sorteringsanlægget i Frederikssund – Frederikssund Kommune undtages, da afstanden mellem sorteringsanlægget og kommunen centrum er negligerbar. Den gennemsnitlige afstand fra kommunernes centre til sorteringsanlægget i Frederikssund er 14,3 km, og gennemsnitsafstanden til forbrændingsanlægget i Glostrup er 35,0 km.

Det blev overvejet at vægte gennemsnitsafstandene i forhold til affaldsmængderne, som blev transporteret fra de forskellige kommuner, men overslagsberegninger viste, at de vægtede afstande lå så tæt på gennemsnitsafstandene, at det var uden betydning for opgørelsen af miljøpåvirkningerne. I figur 3.1 er de faktiske samt de gennemsnitlige afstande mellem kommunerne og behandlingsanlæggene anført.

Transportprocesserne i projektet kompliceredes af, at en del kommuner transporterede restaffaldet til sorteringsanlægget i Frederikssund for omlastning, mens andre kommuner kørte restaffaldet direkte fra indsamlingsordningen til Vestforbrændings anlæg i Glostrup. Det første var tilfældet i Ølstykke, og de to indsamlingsordninger for hhv. KOD og restaffald inkluderede transport til sorteringsanlægget i Frederikssund i opgørelsen af brændstofforbruget. Som det ses af figuren, er den gennemsnitlige afstand fra kommunerne til forbrændingsanlægget i Glostrup 35,0 km, men da indsamlingsordningen inkluderede de 14,3 km fra kommunerne til sorteringsanlægget, var den reelle transportstrækning for restaffald ud over indsamlingsordningen snarere 20,7 km.



Figur 3.1. Afstande mellem kommunerne og behandlingsanlæg

Tabel 3.10 viser, hvilke indsamlingsprocesser og transportprocesser, der blev anvendt i projektet med angivelse af deres betegnelser i EASEWASTE-databasen. Som det ses, blev der anvendt en lang række processer, som ikke blev målt i projektet, men som er dokumenteret i andre sammenhænge. Som eksempel kan nævnes indsamling af papir på genbrugsstationer, som borgerne selv udfører ved transport af affaldet i personbil. I EASEWASTE-databasen indgår resultaterne fra et projekt, som omhandlede indsamling af papir på en genbrugsstation i Herning. I Herning-projektet var gennemsnitsafstanden fra beboelsen til genbrugsstation 7 km. Denne afstand blev ikke opgjort i nærværende projekt, men den skønnes at være af samme størrelsesorden for genbrugsstationerne i de syv kommuner, og derfor ansås Herning-tallene at kunne benyttes her.

Tabel 3.10. Indsamling og transportprocesser benyttet i projektet

Affaldsfraktion	Proces (indsamling og transport)	Teknologi (EASEWASTE-database)	Bil- og emissionstype (EDIP-database)
KOD	Indsamling	Biovækst_KOD (målt i projektet)	Collection vehicle, 10t Euro3, urban traffic
	Transp.: VFF til Biovækstanlægget	Biovækst_Heavy Truck	Transport vehicle, 25t Euro3
Restaffald (udsortet på VFF)	Indsamling	Biovækst_KOD (målt i projektet)	Collection vehicle, 10t Euro3, urban traffic
	Transp.: VFF til VFG	Biovækst_Heavy Truck	Transport vehicle, 25t Euro3
Papir	Indsamling (henteordning)	Herning, Paper curbside, Single Family	Collection vehicle, 10t Euro3, urban traffic
	Indsamling (kuber)	Aarhus, Paper, Drop-off Container, 2003	Collection vehicle, 10t Euro3, urban traffic
	Indsamling (genbrugsplads)	Herning, Recycling Centre, Car Transportation, 7 km	Car, Euro2, urban/rural
	Transp.: VFF til DK, SE og D	Long Distance, Heavy Truck	Transport vehicle, 25t Euro2
Pap	Indsamling (genbrugsplads)	Herning, Recycling Centre, Car Transportation, 7 km	Car, 1.4-2l Euro2, urban/rural
	Transp.: VFF til DK, SE og D	Long Distance, Heavy Truck	Transport vehicle, 25t Euro2, motorway
Glas	Indsamling (til Krogs Flaskegenbrug, Skævinge)	Herning, Glass Drop-off Container, all housings	Collection vehicle, 10t Euro3, urban traffic
	Transp.: Skævinge til Holmegaard, Næstved	Biovækst_Heavy Truck	Transport vehicle, 25t Euro3
Restaffald	Indsamling	Biovækst_restaffald (målt i projektet)	Collection vehicle, 10t Euro3, urban traffic
	Transp.:Komm. til VFG	Herning, Household Waste, Single Family	Collection vehicle, 10t Euro2, urban traffic
Kompost	Transp.: Biovækst til landbrug	Biovækst_Heavy Truck	Transport vehicle, 25t Euro3
	Spredning på marker	Biovækst_udbringning_kompost	Som Transport vehicle, 10t Euro2
Plastic fra kompost	Transp.: Biovækst til VFG	Biovækst_Heavy Truck	Transport vehicle, 25t Euro3

VFF: Vestforbrændings sorteringsanlæg i Frederikssund

VFG: Vestforbrændings forbrændingsanlæg i Glostrup

3.1.6 Samlet kortlægning af livscyklus (LCI) for indsamling og transport

Tabel 3.11 viser den samlede kortlægningen af livscyklus for indsamling og transport i det nuværende affaldssystem i kommunerne. Brændstofforbruget for indsamlingerne og transportstrækningerne er angivet i hhv. l/ton og l/ton/km. Der er desuden angivet de afstande, som affaldet transporteres samt affaldsmængderne – de målte og de modellerede i EASEWASTE. Forskelle mellem de reelt målte affaldsmængder og de modellerede skyldes modellens opbygning, hvor der anvendes en affaldssammensætning med 48 affaldsfraktioner, som følges fra generering i husstandene og videre gennem behandlingssystemet. Affaldssammensætningen blev som nævnt ikke målt i projektet, men bygger på tidligere undersøgelser, og det kan give sig udslag i forskelle mellem modellerede og målte affaldsmængder. Uoverensstemmelserne er dog meget små og demonstrerer på den måde modellens velegnethed til at beskrive affaldssystemet.

Det ses af tabel 3.11, at indsamling af restaffald forbrugte væsentligt mindre diesel end indsamling af KOD. Desuden var brændstofforbruget, når borgerne selv bragte papir og andet affald til genbrugsstationerne, meget højt per ton affald. Transport af affald videre fra indsamlingsstederne blev generelt forudsat at foregå med store lastbiler (25 ton) - derfor det relative lave forbrug på 0,03 l diesel/km/ton. Undtagelsen var dog transport af restaffald fra kommunerne til Vestforbrænding i Glostrup, som antoges at forbruge 0,12 l diesel/km/ton. Dette skyldes, at der i dette tilfælde ikke omlastedes til større lastbiler, men at affaldet transporteredes videre i de mindre og ikke særligt brændstoføkonomiske indsamlingsvogne. Der findes i EASEWASTE-databasen en opgørelse af brændstofforbruget under lignende forhold, hvor affaldet transporteredes videre til et behandlingsanlæg vha. 10t indsamlingsvogne, og det er disse resultater, som anvendes her. Udspreddning af kompost på landbrugsjord udgjorde en speciel proces. Brændstofforbruget blev vurderet til 0,57 l/ton kompost, som angivet i tabellen (pers. comm. Jan Juellund, Solum A/S).

Tabel 3.11. LCI for indsamling og transport samt spredning af kompost for det nuværende dagrenovationssystem i kommunerne.

Affaldsfraktion	Proces (indsamling og transport)	Indsamling (l diesel/ton)	Transport (l diesel/ton/km)	Afstande (km)	Mængder målte (ton)	Mængder modellerede vha. EASE-WASTE (ton)
Kildesorteret organisk dagrenovation (KOD)	Indsamling	7,2*			8.079	8.254
Bioaffald	Transp.: VFF til Biovækstanlæg		0,03	54,7	5.009	5.093
Restaffald (udsorteret på VFF)	Transp.: VFF til VFG		0,03	28,3	3.070	3.161
Papir	Indsamling (henteordning)	4,5			368	374
	Indsamling (kuber)	4,9			1.909	1.950
	Indsamling (genbrugsplads)	23,7			1.383	1.409
	Transp.: VFF til DK, SE og D		0,03	500	3.660	3.733
Pap	Indsamling (genbrugsplads)	23,7			219	223
	Transp.: VFF til Skjern Papirfabrik		0,03	317,2	219	223
Glas	Indsamling (til Krogs Flaskegenbrug, Skævinge)	4,9			1.603	1.588
	Transp.: Skævinge til Holmegaard, Næsteved		0,03	114,7	1.603	1.588
Restaffald	Indsamling	4,9*			14.765	14.657
	Transp.: Komm. til VFG		0,12	20,7	14.765	14.657
Kompost	Transp.: Biovækst til landbrug		0,03	13,2	1.438	1.416
	Spredning på marker	0,57			1.438	1.416
Plastic fra kompost	Transp.: Biovækst til VFG		0,03	66,8	16	14

*Målt i projektet

VFF: Vestforbrændings sorteringsanlæg i Frederikssund

VFG: Vestforbrændings forbrændingsanlæg i Glostrup

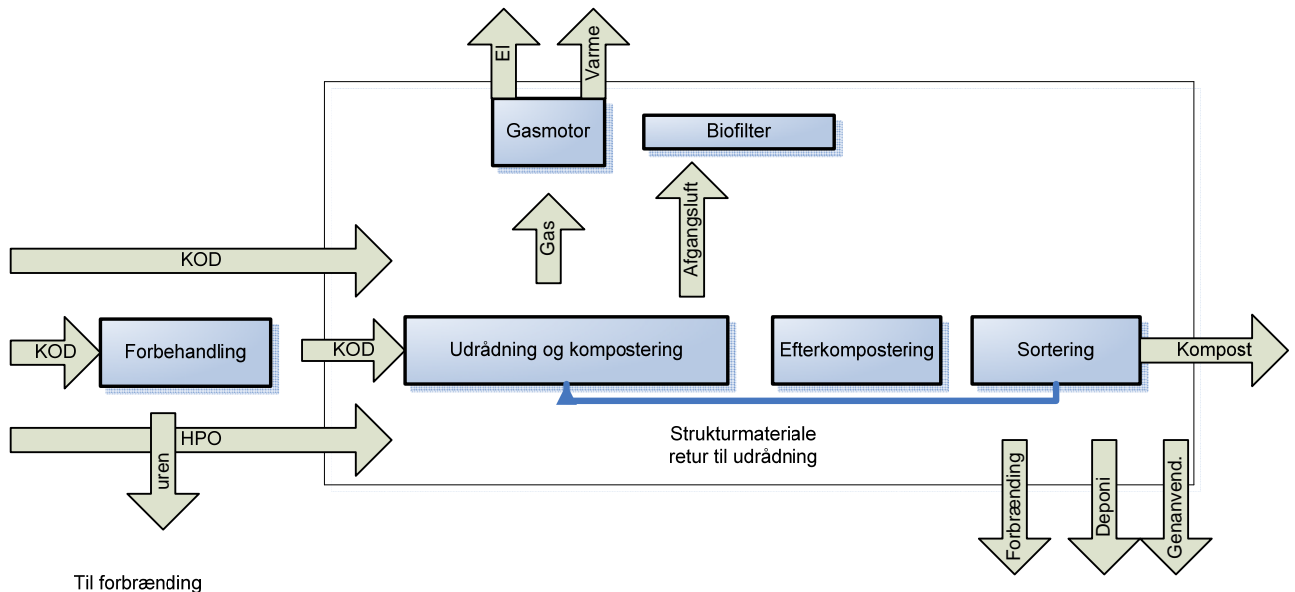
3.2 Livscyklusopgørelse for Biovækstanlægget

Biovækstanlægget er et kombineret biogas- og komposteringsanlæg, som hovedsagelig behandler bioaffald med oprindelse i kildesorteret organisk dagrenovation (KOD). Anlægget består af en modtagehal og et antal 600 m³ store procesmoduler med tilhørende biogasreaktor samt mekanisk udstyr til håndtering af affald og strukturmateriale.

Den kombinerede biologiske behandling indledes ved at affald iblandet strukturmateriale, hovedsageligt neddelt have- parkaffald, anbringes i procesmodulerne, hvorefter det under anaerobe forhold overrisles med vand, her foregår syredannelse ved hydrolyse og fermentering. Perkolatet fra overrislingen udveksles med en procestank for biogasproduktion, dvs. metandannelse. Efter endt biogasproduktion initieres kompostering af affaldet ved at suge luft gennem procesmodulerne, mens udvekslingen af perkolat med procestanken stoppes. Under komposteringsprocessen ledes procesluften fra modulerne gennem et biofilter. Efter komposteringsfasen med aktiv beluftning i reaktormodulerne flyttes kompostmaterialet i åbne miler til eftermodning. En beskrivelse af systemet findes i Kjellberg et al. (2005).

3.2.1 Systemgrænser

Systemgrænserne for Biovækstanlægget er vist i figur 3.2. Bemærk at forbehandlingen, dvs. sorteringen af KOD, er anbragt uden for systemgrænsen for anlægget. I den samlede LCI for anlægget blev der derimod regnet med, at sorteringen skete på selve anlægget. Dette skyldes, at det under udarbejdelse af anlæggets LCI viste sig, at sortering på anlægget var mindre energikrævende end sortering på sorteringsanlægget i Frederikssund. Da begge muligheder er åbne i et fremtidigt system, blev det valgt at regne med den mindst energikrævende løsning.



Figur 3.2. Systemgrænser for Biovækstanlægget (HPO betegner have- parkaffald, som ikke indgik i LCA'en).

3.2.2 Massebalance

På grund af tidsforløbet i komposteringsprocessen, hvor kompost eftermodnes og derefter oplagres på Biovækstanlægget i varierende perioder, kan man ikke direkte sammenligne indgåede affaldsmængder og produceret kompost på årsbasis. Det blev derfor valgt at opgøre kompostmængder i forhold til indkomne affaldsmængder som et gennemsnit over en længere tidsperiode på 2,5 år fra 2004 til 2006. På den måde indtrådte en steady-state situation, og der blev opnået en korrekt sammenhæng mellem affaldsmængder og produceret kompost. I tabel 3.12 er massebalancen for strukturmateriale, affald og kompost opgjort. Mængden af kompost og strukturmateriale var hhv. 28,7 og 20,4 % af den indkomne affaldsmængde i perioden 2004-2006. Det antages, at de totale mængder kompost og strukturmateriale i 2005 fordelte sig på samme måde. I 2005 blev der i alt behandlet 7534 ton bioaffald på Biovækstanlægget, og vha. af de gennemsnitlige tal fra perioden 2004 til 2006 blev det beregnet, hvor store en del af den producerede kompost, og hvor stort et forbrug af strukturmateriale, som kunne tilskrives det indkomne affald fra projektets syv kommuner i 2005. Der var næsten fuld overensstemmelse mellem de beregnede mængder kompost og de mængder, som modelleredes vha. EASEWASTE. Hvis dette er en korrekt beskrivelse af forholdene, følger det, at intet strukturmateriale endte i komposten, men at det forbrugte strukturmateriale i stedet blev biologisk nedbrudt, og på den måde forsvandt ud af systemet.

Tabel 3.12. Massebalance for Biovækstanlægget

		Målte værdier	Beregnete værdier
Gennemsnit 2004-2006	Bioaffald	7686 ton/år	
	Kompost	2207 ton/år	
	Kompost i forhold til bioaffald		28,7 %
	Forbrugt strukturmateriale (nedbrudt og i kompost)	1570 ton/år	
	Forbrugt strukturmateriale i forhold til bioaffald		20,4 %
2005	Bioaffald i alt	7534 ton	
	Bioaffald fra de syv kommuner	4935 ton	
	Kompost allokert til bioaffald fra de syv kommuner: 28,7 % af 4935 ton		1417 ton
	Strukturmateriale allokert til bioaffald fra de syv kommuner: 20,4 % af 4935 ton		1007 ton
	Kompost fra 4935 ton bioaffald modelleret vha. EASEWASTE		1416 ton

3.2.3 Metanproduktion

Der fandtes ingen målte værdier for gasproduktionen på Biovækstanlægget fra 2005. Dette skyldtes forskellige uregelmæssige forhold bl.a. en ikke-virkende gasmåler, nedbrud af biogasmotor, samt brud på en gasledning fra produktionsanlæg til biogasmotoren. Gasproduktion på Biovæksanlægget er tidligere blevet undersøgt og beskrevet i Kjellberg et al. (2005). Ifølge denne rapport umuliggjorde en defekt gasmåler direkte måling af gasproduktionen under fuldskala-forhold. Gasproduktionen blev i stedet indirekte estimeret ved at sammenholde mængderne af perkolat, som blev pumpet fra procesmodulerne til procestanken, hvor biogasproduktionen foregår, med perkolatets biogaspotentiale målt under laboratorieforhold. Under disse forudsætninger estimeredes biogasproduktionen til 117 Nm³ biogas per ton usortet KOD. Metanindholdet i biogassen blev angivet til 63 %. Mængden af urenheder i affaldet udgjorde 33 %, hvorved metanproduktionen kan estimeres til 110 Nm³ metan per ton forsorteret kildesorteret organisk dagrenovation, som i nærværende rapportens terminologi svarer til bioaffaldsfraktionen.

For at opnå en så høj metanproduktion kræves omdannelse af næsten hele affaldets indhold af organiske materiale. I et forudgående projekt blev metanproduktionen fra et konventionelt biogasanlæg, som behandlede en blanding af gylle og husholdningsaffald, under optimale forhold estimeret til 86 Nm³ per ton forbehandlet KOD (Hansen, 2004) Davidsson et al. (2007) har publiceret den mest indgående undersøgelse til dato omhandlende metanpotentialet i dagrenovation. De sammenlignede metanproduktion under optimale laboratorieforhold i batch-forsøg med metanproduktionen i kontinuerlige biogasreaktorer, som skulle simulere realistiske procesforhold i fuldskala. Her viste det

sig, at metanproduktionen i biogasreaktorerne i gennemsnit nåede ca. 70 % af den maksimale produktion, som kunne opnås under batch-forsøg. Ved modellering i EASEWASTE med denne værdi bliver metanproduktionen 73 Nm³ per ton bioaffald. På dette grundlag har vi valgt at anvende 70 % udnyttelse af metanpotentialet som en maksimumsværdi, uden at det dog på det foreliggende datagrundlag kan afgøres, om denne værdi er opnået eller kan opnås under almindelige driftsforhold på Biovækstanlægget.

3.2.4 Energiforbrug

Energiforbruget på Biovækstanlægget består af el-forbrug til lys, varme, ventilation og desuden drift af pumper, som belufter affaldsmaterialet i procesmodulerne. Forsortering af affald, fyldning og tømning af procesmoduler, transport af affald, strukturmateriale og kompost samt soldning og vindsigtning af den færdige kompost foregår ved hjælp af dieseldrevet materiel. Energiregnskabet for Biovækstanlægget ses af tabel 3.13.

Tabel 3.13. Energiforbrug på Biovækstanlægget per ton bioaffald

Lys, varme og ventilation	Elforbrug kwh/ton
Modtagehal	12
Mandskabslokaler	10
Procesrelateret forbrug	3
I alt	24
	Dieselforbrug l/ton bioaffald
Tømning, fyldning, transport Soldning og sigtning	0,9

3.2.5 Energiproduktion og emissioner fra biogasmotor

Af biogassen produceres der elektricitet og varme vha. en biogasmotor, som er placeret på selve Biovækstanlægget. Præliminære sensitivitetsanalyser indikerede, at gasmotorens effektivitet og emissioner havde betydning for Biovækstanlæggets miljøregnskab. NO_x-emissioner fra biogasmotoren, som har indflydelse på kategorierne næringsstoffbelastning og forsuring, målt ikke direkte, hvorfor valg af datakilde var afgørende for livscyklusvurderingens udfald. Den nuværende biogasmotor er af ældre dato og lider af alvorlige stabilitetsproblemer med følgende nedbrud og uregelmæssig produktionsgang. Det blev derfor besluttet i projektgruppen, at denne motor ikke skulle indgå i miljøvurderingen, men i stedet erstattes af data for en state-of-the-art biogasmotor. Oplysninger om el- og varmeeffektivitetsgrad og emissioner fra den valgte motor kan ses i tabel 3.14.

Tabel 3.14. Virkningsgrader og emissioner for Jenbacker biogasmotorer

Data (2007) fra fabrikanten (www.ge-energy.com) for Jenbacker 330 kW type 2 biogasmotor		Omregnet til g/Nm ³ CH ₄ til EASEWASTE-modellering
Elvirkningsgrad (%)	39,1	
Varmevirkningsgrad (%)	46,3	
NO _x (g/Nm ³ biogas)	0,500	0,794 (ved 63 % CH ₄ i biogas)
#Data specifikt for Jenbacker-motorer (g/GJ)		
CH ₄	232	8,584 (1,20 %)
CO	456	16,87
NO _x	268	9,916
*Data generelt for biogasmotorer (g/GJ)		
N ₂ O	0,52	0,019
SO ₂	14,9	0,551

#Nielsen & Illerup (2003)

*Nielsen & Illerup (2006)

Oplysningerne om virkningsgrader og NO_x-emissioner stammer fra fabrikantens hjemmeside; de resterende oplysninger er fra DMU's rapporter om emissionsfaktorer fra decentrale varmeanlæg mindre end 25 MW (Nielsen & Illerup, 2003 og 2006). Som det ses af tabellen, var NO_x-emissioner fra en Jenbacker-biogasmotor ifølge DMU's data mere end 12 gang så høje, som producenten oplyste. Det skal dog nævnes, at data i DMU's rapporter kun går frem til 2003, og at nogle af oplysningerne går helt tilbage til 1999. Der er derfor sandsynligt, at disse tal ikke repræsenterer det teknologiske niveau på nuværende tidspunkt, hvorfor det blev valgt at benytte fabrikantens oplysninger om NO_x-emissioner. Vigtigheden af at biogasmotoren overholder disse emissionsgrænser blev dog undersøgt vha. følsomhedsanalyser i resultatafsnittet.

3.2.6 Emissioner fra komposteringsprocessen

Som nævnt foregår komposteringsprocessen på Biovækstanlægget i to faser: først som reaktorkompostering med aktiv beluftning, hvor procesluften bortledes gennem et biofilter, og derefter som milekompostering. Det antages, at emissionerne af N₂O og CH₄ under reaktorkomposteringen er ubetydelige, da aktiv beluftning af kompostmassen bør fremme aerobe forhold, så dannelse af disse gasarter i overvejende grad forhindres. Ammoniak antages derimod at dannes i store mængder under den meget aktive komposteringsfase med beluftning, men tilstedeværelse af et biofilter gør, at den resulterende emission vil være lille. Ammoniakfordampning under den efterfølgende modningsfase vil ligeledes være lille, trods at procesluften fra milerne ikke ledes gennem et biofilter; dette skyldes den lavere biologiske aktivitet i denne komposteringsfase. Vi har derfor beregnet ammoniakfordampningen under den forudsætning, at al ammoniak passerer biofiltret og tilbageholdes med 98 % effektivitet (se f.eks. Chung, 2007).

Emissionerne af N_2O og CH_4 under milekomposteringen blev ikke direkte målt i projektet, og det er i øvrigt forbundet med store metodologiske problemer at udføre sådanne målinger med tilfredsstillende resultat. Der blev i stedet benyttet litteraturbaserede estimater af emissionerne. IPCC (2006) har foretaget en sammenstilling af den tilgængelige litteratur om drivhusgasemissioner under kompostering og angiver følgende værdier baseret på den totale mængde affald, som behandles: Metanemission andrager 4 g CH_4 / kg (vådvægt) affald, og lattergasemission andrager 0,3 g N_2O / kg (vådvægt) affald. IPCC-tallene er således beregnet i forhold til den samlede mængde affald, hvorimod EASEWASTE-modellering kræver, at emissionerne kvantificeres i forhold til hhv. mineraliseret kulstof og kvælstof.

Det antages i nærværende projekt, at IPCC-tallene beskriver emissioner ved en typisk komposteringsproces, hvor mere end 50 % af det organiske materiale i affaldet nedbrydes. Nedbrydning af organisk materiale under milekompostering på Biovækstanlægget var tilsyneladende betydeligt mindre, idet den blev beregnet til ca. 14 % på baggrund af oplysninger om processen i Kjellberg et al. (2005). Hvis disse forudsætninger er korrekte, androg nedbrydningen under milekompostering på Biovækstanlægget således kun 28 % af den nedbrydning, IPCC bygger deres emissionsestimater på. Emissionerne blev følgelig korrigeret tilsvarende ved at sætte dem til 28 % af IPCC-værdierne. Det gøres dog opmærksom på, at IPCC's antagelser om affaldets kemiske sammensætning ikke stemmer fuldstændig overens med sammensætningen af bioaffaldet ifølge EASEWASTE-modelleringen, hvorfor ovenstående beregninger kan være behæftet med fejl. Desuden angiver IPCC's tal emissioner fra kompostering af råaffald, mens det organiske affald, som komposteres på Biovækstanlægget, er delvis nedbrudt ved udrådning, inden det komposteres – dette forhold kan også influere på resultaterne.

3.2.7 Samlet kortlægning af livscyklus (LCI) for Biovækstanlægget

På baggrund af de ovenstående oplysninger blev Biovækstanlæggets samlede LCI opgjort som vist i tabel 3.15 (en beskrivelse af de underliggende data kan findes i bilagsrapportens bilag C). Det gøres opmærksom på, at denne opgørelse bygger på en teoretisk vurdering af, at den maksimalt opnåelige biogasproduktion svarer til 70 % af metanpotentialiet i batch-forsøg. Det er desuden antaget, at Biovækstanlægget kan finde afsætning for den producerede varme, samt at biogasmotoren er state-of-the-art mht. emissioner og effektivitet. LCI'en kan derfor ikke ses som udtryk for de nuværende tilstande på anlægget..

Tabel 3.15. Samlet LCI for kombineret bioforgasning og kompostering af 1 ton bioaffald på Biovækstanlægget.

Input	
Bioaffald	1 ton (foreliggende vådvægt)
Strukturmateriale (ikke medregnet i LCA)	
El- og varmekonsumforbrug (inkl. sortering)	21 kwh
Dieselforbrug	0,9 l
Vandforbrug (ikke medtaget i LCA)	
Citronsyre (ikke medtaget i LCA)	
Output	
Biogas: 118,8 Nm ³ (63 % metan)	
-elproduktion (39,1 % virkningsgrad)	298,4 kwh
-varmeproduktion (46,3 % virkningsgrad)	353,3 kwh
Emissioner fra forbrænding af biogas	
CH ₄	0,89 Nm ³
NO _x	59,4 g
CO	1263 g
SO ₂	41,2 g
N ₂ O	1,42 g
Emissioner fra kompostering	
NH ₃ (ved 98 % effektivitet af biofilter)	122 g
CH ₄	1120 g
N ₂ O	84 g
Kompost (tørstofindhold 64,2 %)	279 kg
Rejekt: plastic	2,8 kg
Rejekt: metal (ikke medtaget i LCA)	0,9 kg

3.3 Livscyklusopgørelse for udbringning af kompost på landbrugsjord

Kompost produceret på Biovækstanlægget bliver anvendt som gødnings- og jordforbedringsmiddel på landbrugsjord. En komplet beskrivelse af kompostens indhold af næringsstoffer, metaller, miljøfremmede stoffer etc. kan findes i bilagsrapportens bilag C. Ifølge Biovækst anvendtes komposten, som produceredes på anlægget i 2005, af landmænd, hvis landbrug i gennemsnit lå 13,2 km fra Biovækst. Jordbunden på landbrugene var overvejende sandet lerjord (JB6), og der var tale om plantebrug. Transport af kompost til landbrugene blev foretaget med en 25 tons lastbil, som overholdt EURO 3-emissionskrav. Dieselforbruget ved spredning af komposten på landbrugsjorden blev vurderet som beskrevet under afsnit 3.1.6.

Miljøpåvirkninger fra brugen af kompost i form af emissioner, men også positive effekter som resultat af substitution af kunstgødning, blev inkluderet i livscyklusvurderingen.

Beregning af næringsstoffdynamik og kulstofdynamik samt de tilhørende emissioner fra landbrugssystemer ved brug af kompost og kunstgødning er meget kompliceret, og kræver brug af modeller specielt udviklet til at simulering af jordbrugssystemer. Dette ligger uden for EASEWASTE-modellens område. Der blev i stedet benyttet data fra to publikationer, som beskriver simuleringer udført med agro-økosystemmodellen DAISY (Bruun et al, 2006, Hansen et al., 2007). I disse simuleringer beregnedes – over en 100-årig tidshorisont - emissioner fra scenarier, der bl.a. adskilte sig ved nedbørsmønster, jordtype og om landbrugene havde husdyrhold eller var plantebrug.

Som et relativt nyt element i livscyklusvurdering af udbringning og anvendelse af kompost, blev der desuden taget hensyn til lagring (der blev anvendt en tidshorisont på 100 år) af kulstof i jorden, såkaldt kulstofsekvestring. Brug af kompost blev derved tilskrevet en positiv effekt ved permanent at mindske frigivelse af CO₂. Desuden kvantificeredes udvaskning og overfladeafløb af nitrat som følge af kompostens omsætning i jordmiljøet.

3.3.1 Samlet kortlægning af livscyklus (LCI) for udbringning af kompost på landbrugsjord

Kortlægningen af livscyklus for udbringning og anvendelse af kompost ses af tabel 3.16. Der blev benyttet emissionsdata fra simuleringer vha. DAISY-modellen fra samme type scenarier, som var dækkende for landbrugene, der modtog Biovækst-kompost.

Tabel 3.16. Samlet LCI for udbringning og anvendelse af 1 ton kompost på landbrugsjord

Input	
Kompost	1 ton (med 64,2 % tørstofindhold)
Dieselforbrug til transport	0,4 l
Dieselforbrug til spredning på marker	0,57 l
Output (kg)	
*Kemisk sammensætning af kompost	
TOC	154
N-total	12,3
NO ₃ -N	0,02
NH ₄ -N	1,58
P	3,27
K	5,47
#Emissioner til luft fra kompost	
NH ₃ -N	0,025
N ₂ O-N	0,17
#Emissioner til overfladevand fra kompost	
NO ₃	0,98
#Emissioner til grundvand fra kompost	
NO ₃	0,86
#Kulstofsekvestring (kg)	21,6

*Det samlede antal kemiske analyser kan ses af bilagsrapportens bilag C

#Data beregnet på grundlag af simulering af scenarier i agro-økosystemmodellen DAISY (Bruun et al, 2006, Hansen et al., 2007)

3.4 Livscyklusopgørelse for I/S Vestforbrændings sorteringsanlæg i Frederikssund

Vestforbrændings sorteringsanlæg i Frederikssund (VFF) modtager kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) fra indsamlinger i de respektive kommuner. Affaldet sorteres for urenheder på anlægget vha. en poseåbner og en sigtetromle. Sigteresten behandles som restaffald og transporteres til Vestforbrændings forbrændingsanlæg i Glostrup. Sorteringsanlægget modtager også genbrugseget papir og pap, som sorteres og omlastes for videre transport til genanvendelsesfabrikker i ind og udland.

Tabel 3.17 viser affaldsmængderne, som behandlede på sorteringsanlægget i 2005. Mængderne var baseret på indvejning på anlægget. Som det ses, behandlede der en betydelig større mængder papir og pap til genanvendelse end angivet for de syv kommuner i tabel 3.4, hvilket skyldtes, at sorteringsanlægget desuden fungerede som sorteringscentral for en række kommuner, som ikke deltog i projektet.

Tabel 3.17. Affaldsmængder behandlet i 2005 på sorteringsanlægget i Frederikssund

Affaldsfraktion	Mængder (ton)
Kildesorteret organisk dagrenovation (KOD)	8.020
Udsorteret bioaffald til Biovækstanlægget	4.950
Papir og pap til genanvendelse	23.083
Andet inkl. omlastet affald til forbrænding, jern, køleskabe, dæk etc.	15.287
I alt behandlet på anlægget	46.390

Det grønne regnskab for sorteringsanlægget (se bilagsrapportens bilag D) angiver meget detaljeret energiforbrug og emissioner associeret med anlæggets drift i 2005. Det blev dog i dette projekt valgt udelukkende at lade energiforbruget indgå i sorteringsanlæggets LCI, da energiforbruget relativt enkelt kunne allokere til sortering af hhv. KOD, papir og pap. Anlægget behandler meget forskellige affaldsfraktioner, som f.eks. KOD og bildæk, og det ville derfor være vanskeligt at allokere emissionerne korrekt. Da emissionerne desuden er relativt små¹, vurderedes det, at udeladelsen ikke influerede på livscyklusvurderingen overordnede resultat. Tabel 3.18 viser energiforbruget på sorteringsanlægget fordelt på genbrugsfunktionen og sortering af KOD.

Tabel 3.18. Energiforbrug på sorteringsanlægget i Frederikssund i 2005

	Maskiner og vedligeholdelse af areal	Administrationsbygning
Genbrug		
Diesel (l)	18.706	
EI (kWh)	98.418	
Forbehandling af KOD		
Diesel (l)	9668	
EI (kWh)	140.862	703

¹ F.eks. var nitrogenemissionerne gennem sorteringsanlæggets spildevand ca. 20% af nitrogenemissionerne i Scenarium 1.

3.4.1 Samlet kortlægning af livscyklus (LCI) for I/S Vestforbrændings sorteringsanlæg i Frederikssund

Den samlede livscyklusopgørelse for sorteringsanlægget er vist i tabel 3.19. Energiforbruget blev opgjort per ton genbrugseget papir eller papaffald og per ton bioaffald, ikke per ton KOD. Det skyldes, at bioaffaldet er den fraktion, som transporteres videre til behandling på Biovækstanlægget og derfor indgår i det videre behandlingsforløb.

Eftersortering af KOD kunne i 2005 i princippet lige så godt være blevet udført på Biovækstanlægget, som også er udstyret med sorteringsmateriel. Biovækstanlægget modtog således i 2005 en del affald fra kommuner udenfor projektet i form af KOD, der efterfølgende blev sorteret på anlægget. Som beskrevet i afsnit 3.2.1 blev det derfor valgt at lade energiforbruget ved sortering af KOD på Biovækstanlægget indgå i modelleringen stedet for. Energiforbruget til sortering af genbrugsfraktionerne blev modelleret ved anvendelse af værdierne som angivet i tabellen.

Tabel 3.19. Samlet LCI (kun energiforbrug) for sorteringsanlægget i Frederikssund 2005

Energiforbrug per ton papir eller pap	
Diesel	0,81 l
EI	4,26 kWh
#Energiforbrug per ton bioaffald	
Diesel	1,95 l
EI	28,59 kWh

#Ikke benyttet i EASEWASTE-modelleringen

3.5 Livscyklusopgørelse for I/S Vestforbrænding i Glostrup

3.5.1 Teknologibeskrivelse

En af I/S Vestforbrændings hovedopgaver er at sikre behandlingskapacitet til det forbrændingseggede affald fra interessentkommuner og virksomheder i oplandet. Den tilladte forbrændingskapacitet er 500.000 tons pr år, mens den nominelle kapacitet på anlægget er 600.000 tons pr. år. Forbrændingskapaciteten leveres af fire anlæg.

Denne systembeskrivelse tager udgangspunkt i alle fire anlæg. Anlæg 5 og 6 udgør den primære forbrændingskapacitet og kan tilsammen levere den samlede tilladte kapacitet, mens anlæg 1 og 2 i dag primært fungerer som reserveanlæg. På anlæg 5 og 6 udnyttes affaldets energi til produktion af både varme og elektricitet, mens der på anlæg 1 og 2 kun kan produceres varme. Ved primært at udnytte forbrændingskapaciteten på anlæg 5

og 6 optimeres energiudnyttelsen. Den samlede energiproduktion fordeler sig på ca. 250.000 MWh el og ca. 1.075.000 MWh varme pr. år.

Anlæg 5 og 6 fra hhv. 1998 og 2004 repræsenterer den bedst tilgængelige teknologi (BAT) indenfor ovn/kedeldesign, mens anlæg 1 og 2 er ældre ovne, som løbende er optimeret, så teknologien er tidssvarende. Alle fire anlæg er forsynet med røgrensning for støv, sure gasser (HCl, SO₂, NO_x), tungmetaller og dioxin. Ovnene producerer slagge, som oparbejdes eksternt og genanvendes. Alle anlæg benytter det våde rensningsprincip, hvilket indebærer forbrug af procesvand og dermed produktion af spildevand. I en årrække har grundvand afværgepumpet fra forurenede grundvandsboringer i lokalområdet kunne anvendes som procesvand til røgrensning i stedet for rent drikkevand. Alle fire anlæg har separate røggasrensningslinjer.

Procesvandet fra røgrensningen renses efterfølgende i eget vandbehandlingsanlæg inden tilledning til kloak. Spildevandet neutraliseres og renses for partikler og tungmetaller. Al spildevand samles i et anlæg, hvor der renses for metaller og suspenderet stof, og der gennemføres pH-regulering. Røggasrensningsprocesserne producerer røggasaffald i form af flyveaske, hydroxidslam og gips. Røggasaffaldet indeholder alle de forureningskomponenter, der er fjernet fra røggassen. Det våde røggasrensningsprincip er bl.a. valgt for at minimere mængden af røggasaffald, og fordi restproduktstrømmene kan udtages separat med henblik på mulighed for genanvendelse. Herudover er der en lang række hjælpeanlæg, der understøtter forbrændingsanlæggene.

Den følgende opgørelse af livscyklus for Vestforbrænding bygger på data fra 2005 og inkluderer alle proceslinjer. Det vil sige, at opgørelsen beskriver anlæggets samlede energiproduktion, energiforbrug og emissioner set i forhold til den totale mængde af affald, som blev indfyret i 2005.

3.5.2 Systemafgrænsning

Figur 3.3 viser systemafgrænsningen for forbrændingsanlægget, idet alle masse- og energistrømme, som kommer til anlægget og derefter forlader anlægget, er angivet.

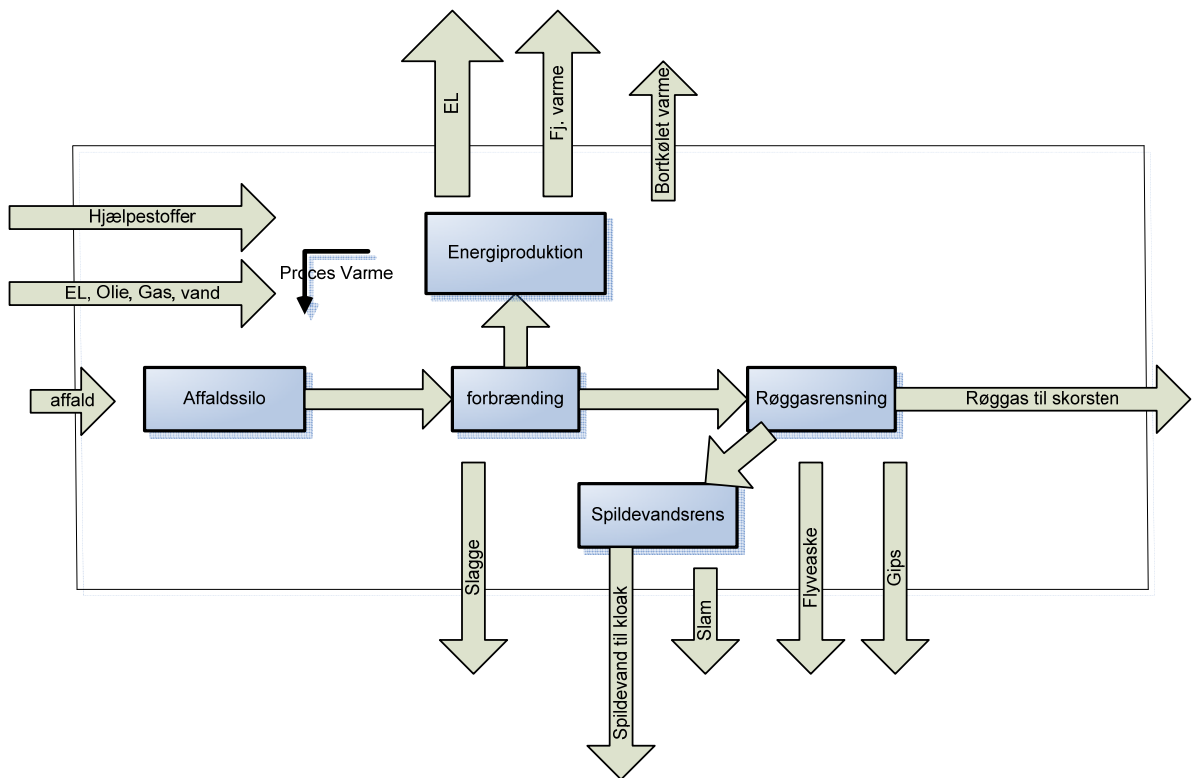


Fig. 3.3. Systemafgrænsning for forbrændingsanlægget

Der er dog også inkluderet afledte effekter udenfor systemgrænserne i livscyklusopgørelsen. Dette gælder for produktion af spildevand og slagge. Spildevand fra Vestforbrænding renses på Avedøre Rensningsanlæg, som brænder slammet på eget slamforbrændingsanlæg. På baggrund af Spildevandscenterets opgørelse af metaller i indløb og udløb i Grønt Regnskab 2005 blev der beregnet en tilbageholdelsesprocent, som anvendtes til at beregne, hvor meget af Vestforbrændings tungmetallaffald, der tilløb recipienten. Slagge genanvendes til bygge- og anlægsformål, hvor slaggen fortrænger stabilgrus eller andre byggematerialer. Slaggens indhold af metaller udvaskes med tiden, og dette blev simuleret i EASEWASTE ved at inkludere udvaskning til overfladevand som angivet nedenfor i tabel 3.22. Der er dog ikke taget hensyn til evt. fremtidig udslip af fosfor fra slagge mv.

3.5.3 Massebalance

Tilkørt affald, frakørte restprodukter og slagge vejes på brovægte. Biler der tilkører affald returvejes. Alle relevante vejedata registreres automatisk jf. ISAG (Miljøstyrelsens Informations System for Affald og Genanvendelse). Den indfyrede mængde affald vejes desuden af vejeceller på kranen. Formålet med denne vejning er bl.a. at kunne fastslå den vægtreduktion i form af biologisk nedbrydning og fordampning af vand, der sker når affaldet opbevares i affaldssiloen. Der vil således altid være en mindre forskel mellem den tilførte og indfyrede mængde affald. Affaldsmængder i 2005 fordelt på anlæg blev taget fra driftsplanen. Spildevand fra forbrændingsanlægget måles som afledte mængder

processpildevand, hvor der også løbende bestemmes pH. Emissioner fra spildevandet måles ved stikprøvekontrol fire gange årligt. Massebalancen for Vestforbrænding kan ses af tabel 3.20.

Tabel 3.20. Massebalance for Vestforbrænding 2005

Total affaldsmængde ind (ton vådvægt)	501.424
Affaldsstrømme ud	
Tør slagge (ton)	76.718
Tørre restprodukter (ton)	11.081
Spildevand* (m ³)	100.285
Røggas* (Nm ³)	3,11*10 ⁹

*Kilde Grønt Regnskab 2005

3.5.4 Energiproduktion og energiforbrug

Energibalancen for Vestforbrænding i 2005 kan ses af tabel 3.21. Der var forskelle mellem Grønt Regnskab 2005 og denne opgørelse. Det skyldes, at der i Grønt Regnskab 2005 ikke blev fratrukket gasforbrug på anlæg 6, og at der i opgørelsen af produceret fjernvarme blev fratrukket internt procesforbrug. Produktion og forbrug af elektricitet opgøres vha. målere opsat af NESAs, og varmeproduktion registreres ved varmemålere på de enkelte anlæg.

Ved modellering af forbrændingsanlæg i EASEWASTE angives energiproduktionen som en procent af affaldets brændværdi. Da brændværdien normalt ikke kendes på forhånd, må den beregnes på baggrund af konkrete driftsdata for energiproduktion i forhold til de indfyrede affaldsmængder. Vestforbrænding antages desuden, at have et energitab på 5,0 %, som svarer til det gennemsnitlige energitab på forbrændingsanlæggene i Århus og Herning.

Tabel. 3.21. Energibalance for Vestforbrænding 2005

Energi (MWh)	Energiproduktion	Energiforbrug som bidrager til energiproduktion	Andet energiforbrug	Energitab
El	244.000			
Varme	1.067.428			
Olie i kedel		1.170		
Gas i kedel		8.956		
El			52.000	
Internt varmemeforbrug			11.916	
Gas i skorsten			1.654	
Bortkølet varme				12.600
I alt	1.311.428	10.126	65.570	12.600

Brændværdien beregnes efter følgende formel:

$$\text{Brændværdi} = ((\text{elproduktion} + \text{varmeproduktion} + \text{bortkølet varme}) * 1,05) - \text{forbrug af fossil energi i kedel} / \text{indfyret affaldsmængde}$$

På grundlag af tallene i tabel 3.20 og 3.21 beregnes den nedre brændværdi af det våde affald til 9,9 GJ/ton. El- og varmeproduktionen i forhold til brændværdien beregnes efter formelen:

$$\% \text{ El (eller varmeproduktion)} = \text{El (eller varmeproduktion)} / (\text{brændværdi} * \text{indfyret affaldsmængde}) * 100$$

El- og varmeproduktionen androg hhv. 17,68 % og 77,34 % af den nedre brændværdi. Den samlede virkningsgrad for anlægget (når de fossile brændsler ikke medtages) kan beregnes vha. formlen:

$$\% \text{ Virkningsgrad} = (\text{Energiproduktion} - \text{forbrug af fossil energi i kedel}) / (\text{brændværdi} * \text{indfyret affaldsmængde}) * 100$$

Den samlede virkningsgrad udgjorde til 94,29 % af den nedre brændværdi.

Elproduktionen substituerer marginalt produceret el på markedet, og det antages, at der ikke vil være afsætning for den tilhørende varmeproduktion (som resulterer af elproduktionen). Substitutionsprocessen repræsenteres i EASEWASTE af det kulfyrede Stignæsværk i 2005, idet dette anlæg kun producerer el. Valg af kulfyret el som marginal støttes f.eks. af Behnke (2006). Fjernvarmeproduktionen antages at substituere processer, der ligner marginal fjernvarmeproduktion på Studstrupværket. Studstrupværket producerer varme og el, men varmen kræver kun 0,5 MJ brændsel ekstra per 1 MJ varme produceret. Det medfører, at der ved produktion af 1 MJ varme på Vestforbrænding kun godskrives 0,5 MJ varme produceret på Studstrups værket.

3.5.5 Datavalidering

Data fra forbrænding er et resultat af stikprøver, løbende målinger og ind/udvejninger. Alle data på nær røggas-flow er styret af miljøgodkendelsen eller andre myndigheders krav til datakvalitet. Når der udføres metalanalyser i henhold til miljølovgivning, laves der miljøoplukninger af analyseinstituttet. Disse miljøoplukninger trækker ikke 100 % af metallerne ud af prøverne. Der udledes derfor mere metal, end der måles ved denne metode, men hvor metalanalyser foreligger ifølge miljøoplukninger, er de omregnet til totaloplukninger for alle strømmene; slagge, restprodukter, gipsaffald, spildevand og røggas. Analyseprocedurerne er nærmere beskrevet i bilagsrapportens bilag E.

3.5.6 Samlet kortlægning af livscyklus (LCI) for I/S Vestforbrænding

Som beskrevet ovenfor byggede kortlægningen af livscyklus for forbrændingsanlægget i 2005 på dokumentation og data omfattende følgende miljøforhold:

- Røggasemission
- Spildevandsudledning til Øresund
- Restprodukter til deponi
- Slagge med udvaskning til overfladevand
- Energiproduktion – el og fjernvarme
- Ressourceforbrug - råstoffer
- Energi- og vandforbrug

Lugt og støj samt risiko for grundvandsforurening er ikke medtaget i livscyklusopgørelsen, som kan ses i tabel 3.22. En mere fuldstændig beskrivelse af datagrundlaget for LCI'en kan findes i bilagsrapportens bilag E.

Tabel 3.22. LCI for I/S Vestforbrænding i Glostrup

Input:		
Hjælpestoffer (kg per ton affald) og energiforbrug per ton affald	NaOH	7
	Aktivt kul	3,74
	CaCO ₃	4,01
	Fyringsolie	0,225
	NH ₃	2,34
	Vand	160
	Ca(OH) ₂	1,29
	Naturgas	76,2 MJ
	Varme. Antages at være marginal kulfyret varme af energikvalitet fra Studstrupværket, 2005	26,2 kwh
	Polymerer	0,0006
	HCl	0,0885
	TMT	0,0395
	El. Antages at være marginal kulfyret el fra Stignæsværket, 2005	104 kwh
Resurser og råmaterialer (kg per ton affald)	Vand	470
Output:		
Energi	El. Antages at substituere marginal kulfyret el fra Stignæsværket, 2005	17,68 % af nedre brændværdi
	Varme. Antages at substituere - dog kun 50% - marginal kulfyret varme af energikvalitet fra Studstrupværket, 2005	77,34 % af nedre brændværdi (kun 50 % substitution)
Processpecifikke luftemissioner (kg per ton affald)	Sb	5,30*10 ⁻⁶

	HCl	0,011
	Sn	$3,47 \cdot 10^{-6}$
	CO	0,033
	TI	$3,20 \cdot 10^{-7}$
	NO _x	1,02
	V	$5,90 \cdot 10^{-7}$
	HF	0,00072
	Dioxin	$6,90 \cdot 10^{-10}$
	Støv	0,003
	SO ₂	0,013
	TOC	0,015
	Co	$1,24 \cdot 10^{-6}$
Processpecifikke ferskvandsemission (kg per ton affald)	Mo	$9,00 \cdot 10^{-5}$
	As	$7,00 \cdot 10^{-7}$
	Mn	$8,00 \cdot 10^{-7}$
	Zn	$3,20 \cdot 10^{-6}$
	Si	0,0003
	Mg	$3,20 \cdot 10^{-5}$
	Ba	$9,00 \cdot 10^{-6}$
	Cd	$5,00 \cdot 10^{-8}$
	Ca	0,052
	Cu	0,00025
	CL-	0,183
	Ni	$2,10 \cdot 10^{-6}$
	Se	$1,40 \cdot 10^{-6}$
	Fe	$5,00 \cdot 10^{-5}$
	Pb	$7,00 \cdot 10^{-7}$
	Hg	$2,00 \cdot 10^{-8}$
	F-	0,0026
	Cr	$5,60 \cdot 10^{-6}$
	Sb	$1,10 \cdot 10^{-5}$
	Co	$5,00 \cdot 10^{-8}$
Processpecifikke marine emissioner (kg per ton affald)	Cd	$1,16 \cdot 10^{-7}$
	Cu	$5,01 \cdot 10^{-8}$
	Zn	$2,35 \cdot 10^{-7}$
	Ni	$3,80 \cdot 10^{-6}$
	Pb	$5,95 \cdot 10^{-7}$
	Cr	$1,82 \cdot 10^{-6}$
	Hg	$4,19 \cdot 10^{-8}$
Affaldsspecifikke luftemissioner (% af indholdet i affaldet af det pågældende stof)		
	F	4,13
	Na	0,0029
	S	0,29
	Al	
	As	0,0139
	Cd	0,0124

	Cr	0,0329
	Cu	0,00275
	Hg	2,39
	Mn	0,00346
	Ni	0,0314
	Pb	0,00655
Affaldsspecifikt indhold i slagge (% af indholdet i affaldet af det pågældende stof)		
	Aske	87,4
	Ca	79,25
	F	27,77
	Na	0,2639
	S	26,39
	Al	92,15
	As	54,99
	Cd	13,24
	Cr	84,25
	Cu	95,13
	Hg	4,54
	Mn	91,33
	Ni	95,96
	Pb	70,02
Affaldsspecifikt indhold i flyveaske (% af indholdet i affaldet af det pågældende stof)		
	Aske	12,6
	Ca	16,55
	F	67,22
	Na	0,4166
	S	41,66
	Al	7,82
	As	44,8
	Cd	86,7
	Cr	16,65
	Cu	4,86
	Hg	92,52
	Mn	8,66
	Ni	3,95
	Pb	29,85
Affaldsspecifikt indhold i gips (% af indholdet i affaldet af det pågældende stof)		
	Ca	4,2
	F	0,91
	S	29,74
	Al	0,03
	As	0,2
	Cd	0,02
	Cr	0,06
	Cu	0,01

	Hg	0,5
	Ni	0,04
	Pb	0,12
Affaldsspecifikt indhold i spildevand (% af indholdet i affaldet af det pågældende stof)		
	S	1,92
	As	2,05E-05
	Cd	0,03
	Cr	0,01
	Hg	0,05
	Ni	0,01
	Pb	0,0015

3.6 Livscyklusopgørelse for genbrug af papir, pap og glas

I forbindelse med livscyklusopgørelsen for genbrugsfraktionerne papir, pap og glas er der i dette projekt kun foretaget direkte målinger af energiforbrug og emissioner ved indsamling og transport. Mht. behandling og oparbejdning på genbrugsanlæg og de dermed associerede emissioner blev der ikke indhentet data i projekt; der blev i stedet benyttet en række processer, som findes i EASEWASTE-databasen (processerne, samt hvilken database de stammer fra, kan ses af Bilagsrapporten, bilag A, tabel 7).

Denne tilgang skyldtes ønsket om at begrænse projektets omfang, men også det forhold, at genbrugsordningerne var ens for de to hovedscenarier, Scenarium 1: Biovækst-ideal og scenarium 2. Forbrænding. Ved en sammenligning mellem disse scenarier ville en eventuel forskel i miljøpåvirkninger således ikke blive påvirket af genbrugsordningernes bidrag. I forbindelse med scenarium 3 og 4 gjorde det samme sig gældende, idet den øgede papirmængde til genbrug, som resulterede af en papirindsamling ved husstandene, antoges at være ens for de to scenarier. Det er klart, at ved sammenligning mellem scenarierne uden papirindsamling og scenarier med papirindsamling har det betydning, hvilke specifikke processer der modelleres.

Papiraffaldet transporterendes fra sorteringsanlægget i Frederikssund til udlandet for at blive oparbejdet til genbrugspapir. Der er ikke i projektet gjort forsøg på at identificere de konkrete genbrugsfabrikker, men der blev i stedet anvendt typiske data for genanvendelsesfabrikker, som beskrevet af i en rapport fra Miljøstyrelsen (Frees et al., 2005). Denne proces, benævnt "2001, Newspaper, Foreign mix" i EASEWASTE-databasen, beskriver avisproduktions fra papiraffald bestående af aviser og magasiner. Data i rapporten blev beregnet ud fra EU's BAT (Best Available Technology) -notater om papirfremstilling og angivet som gennemsnitsværdier af processer, som adskilte sig meget fra hinanden. Data betegner således emissioner fra en gennemsnitlig fabrik, der producerer genbrugsavisprodukt inklusiv emissioner fra brug af fossilt brændsel. I EASEWASTE-databasen er desuden tilføjet emissioner fra brug af elektricitet ved antagelse af, at elforbruget kan modelleres som dansk elproduktion baseret på kul. Det

antages endvidere, at genbrugspapiret substituerer primærproduktion af avispapir og blade i forholdet 1:1. Denne proces er ligeledes taget fra Frees et al. (2005) og repræsenterer fremstilling af papir fra træ på en svensk papirfabrik.

Disse valg støttes af følgende forhold: Papirgenanvendelsen foregår i en vis udstrækning i udlandet, som det ses af p. 8 i Grønt Regnskab 2005 for sorteringsanlægget i Frederikssund, hvor der står: ”Oparbejdelsesanlæggene er primært beliggende i Sverige, Danmark og Tyskland”. Mht. typen af primærproduktion som substitueres, skriver Frees et al. (p. 92), at ifald avispapir og ugeblade bliver eksporteret, bliver det fortrinsvis genanvendt til avispapir. Endelig kunne man sætte spørgsmålstejn ved at anvende BAT, men da der er i Biovæks-ideal scenariet er benyttet en form for BAT for Biovækstanlægget, skønnes det også at være rimelighed at benytte BAT teknologier for papirgenanvendelsen.

De indsamlede papmængder fra projektets kommuner var små (219 ton) og udgjorde den klart mindste affaldsfraktion. Oparbejdning til genbrugspap modelleredes vha. data fra Skjern Papirfabrik, som findes i EASEWASTE-databasen.

Genbruget af glasaffald i projektets kommuner foregik ved at det indsamlede glas transporteredes til Krogs Flaskegenbrug i Skævinge. Glasaffaldet transporteredes videre til Holmegaards Glasværk ved Næstved for oparbejdning til genbrugsflasker. Det blev antaget, at forholdet mellem glasskår og hele flasker var hhv. 68 og 32 %. Der blev benyttet to forskellige processer i EASEWASTE-databasen for at modellere produktion af glas fra skår og genanvendelse af hele flasker.

3.6.1 Samlet kortlægning af livscyklus (LCI) for genbrug af papir, pap og glas

Den samlede livscyklusopgørelse for fremstilling af produkter fra de tre genbrugsfraktioner er vist i tabel 3.23. En mere detaljeret liste over de benyttede processer fra EASEWASTE-databasen kan findes i bilagsrapportens bilag A.

Tabel 3.23. LCI per ton papir, pap eller glasaffald for genbrugsprocesserne

	Papir	Pap	Glas
Input			
El	512 kwh	333 kwh	80,2 kwh
Naturgas			19,8 kg
Fuelolie			121 kg
Vand	21.100 kg	10.600 kg	3.130 kg
Sulfatpulp	10,9 kg		
NaOH			4,7 kg
Output			
Emissioner-luft			
SO ₂	0,59 kg		
NO _x	0,78 kg	0,7 kg	
Emission-vand			
Total-P			0,042 kg

4 Vurdering af potentielle miljøpåvirkninger i de opstillede scenarier

I dette kapitel opgøres de potentielle miljøeffekterne, som ville følge af at implementere de fire hovedscenarier. Desuden rapporteres miljøpåvirkninger fra en række scenarier, hvor der indgik sub-optimale værdier for procesparametre i forhold til hovedscenarierne. Her ændredes en række parametre i negativ retning for at kunne vurdere miljøeffekterne i forbindelse med driftsproblemer eller iboende svagheder ved den anvendte teknologi. For hovedscenarierne blev desuden bidragene til den samlede miljøbelastning fra de forskellige livscyklusstadier opgjort.

Derefter følger en direkte teknologisammenligning mellem affaldsforbrænding på I/S Vestforbrænding og biologisk behandling på Biovækstanlægget, som bygger på modellering af miljøpåvirkninger ved at behandle 1 ton kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) vha. de to teknologier.

Efter præsentation og fortolkning af data for scenarier og den direkte teknologisammenligning følger en følsomhedsanalyse, som identificerede hvor stor betydning ændring i forudsætningerne eller anvendelse af andre beregningsmetoder samt ændringer i datagrundlaget, havde på livscyklusvurderingens resultater.

Derefter følger et afsnit, hvor der indgår et tjek af livscyklusvurderingens fuldstændighed og konsistens, dvs. en evaluering af, om alle relevante data blev inkluderet i analysen, og om de undersøgte systemer blev bedømt ud fra samme forudsætninger og vha. ens beregningsmetoder.

I det sidste afsnit i dette kapitel sammenfattes konklusionerne, der kan drages af miljøvurderingen.

Med hensyn til den grafiske fremstilling af resultater gør vi opmærksom på, at da der ikke er foretaget vægtning, kan de potentielle miljøpåvirkninger ikke sammenlignes på tværs af påvirkningskategorierne. Man kan derfor ikke ved at optælle, i hvor mange kategorier ét alternativ er bedre end et andet, afgøre hvilket alternativ, der overordnet er bedst. Når forskellige potentielle påvirkningskategorier er afbildet i samme figur, er der således ikke tale om en implicit vægtning af resultaterne, men det er udelukkende gjort for at lette overblikket for læseren.

4.1 *Potentielle miljøpåvirkninger fra hovedscenarier*

Som beskrevet i kapitel 2 foreligger der ikke nogen opgørelse af miljøpåvirkningerne fra den nuværende affaldshåndtering i kommunerne pga. manglende data for afgørende procesparametre. I stedet blev der konstrueret et scenarium med optimale, teoretisk

beregnete værdier - Scenarium 1: Biovækst-ideal. Scenarium 2 beskriver konsekvenserne af at nedlægge den tostrengede affaldsindsamling ved husstandene og i stedet forbrænde den biologiske affaldsfraktion sammen med restaffaldet. Der blev desuden konstrueret to scenarier, som beskrev miljøkonsekvenser ved at supplere hhv. affaldsforbrænding og biologisk affaldsbehandling med en papirindsamlingsordning, som tænkes at omfatte alle kommunernes borgere. De fire hovedscenarier er kort beskrevet i tabel 4.1.

Tabel 4.1. Beskrivelse af scenarier

Scenarium 1: Biovækst-ideal	Tostrengt affaldsindsamling af KOD ved husstandene. Bioaffald behandles ved kombineret bioforgasning og kompostering. Der benyttes teoretisk beregnede optimale værdier for biogasproduktion og andre procesparametre. Genbrugsordninger opretholdes som i det nuværende affaldsbehandlingssystem.
Scenarium 2: Forbrænding	Enstrengt affaldsindsamling ved husstandene. Restaffaldet behandles på Vestforbrændings anlæg i Glostrup. Genbrugsordninger opretholdes som i det nuværende affaldsbehandlingssystem.
Scenarium 3: Forbrænding og henteordning for papir	Som scenarium 2. Derudover etableres en henteordning for papiraffald omfattende alle kommunernes borgere. Genbrugsordningerne for pap og glas opretholdes som i scenarium 1 og 2.
Scenarium 4: Biovækst-ideal og henteordning for papir	Som scenarium 1. Derudover etableres en henteordning for papiraffald omfattende alle kommunernes borgere. Genbrugsordningerne for pap og glas opretholdes som i scenarium 1, 2 og 3.

4.1.1 Karakteriserede indikatorresultater

Karakteriserede indikatorresultater beskriver miljøpåvirkningerne fra den totale mængde emissioner samlet under et antal påvirkningskategorier. I dette projekt benyttes de ikke-toksiske¹ påvirkningskategorier drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning, fotokemisk smogdannelse og ødelagt grundvandsressource, og de toksiske kategorier økotoksicitet i vand og jord og humantoksicitet via hhv. luft, vand og jord. En begrundelse for at anvende disse kategorier i forbindelse med LCA af affaldssystemer kan findes f.eks. i Kirkeby et al. (2006) – se desuden beskrivelsen af påvirkningskategorier i afsnit 2.2.7. For de ikke-toksiske kategorier (ødelagt grundvand undtaget) omregnes emissionerne til kg ækvivalenter per ton af et stof, som i stor udstrækning bidrager til miljøpåvirkningen - for drivhuseffekten omregnes emissionerne således til kg CO₂-ækvivalenter. Der skelnes desuden mellem emissioner, som bidrager til miljøbelastningen, og som angives med positivt fortegn, og undgåede emissioner, som angives med negativt fortegn. Undgåede emissioner kan f.eks. skyldes energiproduktion fra drivhusgasneutralt organisk affald, som substituerer, dvs. erstatter, anvendelse af fossilt brændstof. En samlet negativ miljøpåvirkning betyder således, at der indgår større mængde substitutioner end forureningsskabende emissioner i det betragtede scenarium.

¹ Ozonnedbrydning, som skyldes emission af CFC-gasser eller lignende stoffer, inkluderes ofte, men blev udeladt i dette projekt, da ingen af scenarierne gav anledning til signifikante emissioner inden for denne påvirkningskategori.

I tabel 4.2 er vist de karakteriserede indikatorresultater for de fire hovedscenarier fordelt på ikke-toksiske påvirkningskategorier. Som det ses, var den potentielle drivhuseffekt ved at implementere Scenarium 1 Biovækst-ideal -305,7 kg CO₂-ækvivalenter per ton dagrenovationsaffald. Dette bidrag bestod af 20,7 kg CO₂-ækvivalenter, altså emissioner, fra affaldsindsamlingerne, 12,4 kg CO₂-ækvivalenter fra affaldstransport og et negativt bidrag fra affaldsbehandlingen på -338,8 kg CO₂-ækvivalenter. Der var også emissioner forbundet med affaldsbehandlingen på Biovækstanlægget, men de opvejedes af undgåede emissioner, således at det samlede resultat blev negativt. For alle ikke-toksiske påvirkningskategorier gjaldt det, at indsamling og transport bidrog langt mindre end behandlingsdelen til den samlede miljøpåvirkning.

Tabel 4.2. Karakteriserede indikatorresultater per ton dagrenovation for ikke-toksiske påvirkningskategorier

	Drivhuseffekt	Forsuring	Næringssalt-belastning	Fotokemisk smog	Ødelagt grundvand
Enhed	kg CO ₂ -ækv.	kg SO ₂ -ækv.	kg NO ₃ -ækv.	kg ethylen-ækv.	m ³ vand
Scenarium 1: Biovækst-ideal					
Indsamling	20,7	0,1	0,2	0,03	0
Transport	12,4	0,1	0,2	0,02	0
Behandling	-338,8	-0,8	-0,9	0,00	3,5
Total	-305,7	-0,6	-0,5	0,04	3,5
Scenarium 2. Forbrænding					
Indsamling	18,6	0,1	0,2	0,02	0
Transport	13,3	0,1	0,2	0,02	0
Behandling	-308,0	-0,6	-0,5	-0,01	0
Total	-276,1	-0,4	-0,1	0,03	0
Scenarium 3. Forbrænding og henteordning for papir					
Indsamling	15,8	0,1	0,2	0,02	0
Transport	17,6	0,1	0,2	0,02	0
Behandling	-372,9	-1,0	-0,9	-0,01	0
Total	-339,5	-0,7	-0,5	0,03	0
Scenarium 4: Biovækst-ideal og henteordning for papir					
Indsamling	17,8	0,1	0,2	0,02	0
Transport	16,6	0,1	0,2	0,02	0
Behandling	-403,7	-1,2	-1,3	-0,01	3,5
Total	-369,2	-0,9	-0,9	0,04	3,5

Sammenlignes de ikke-toksiske påvirkningskategorier for Scenarium 1: Biovækst-ideal med Scenarium 2: Forbrænding ses det, at Scenarium 1 havde mindre potentielle miljøpåvirkning i kategorierne drivhuseffekt, forsurening og nærings saltbelastning, for fotokemisk smogdannelse var miljøbelastningen marginalt større, hvorimod ødelagt grundvand udelukkende kunne tilskrives Scenarium 1.

For Scenarium 3: Forbrænding og papirindsamling og Scenarium 4: Biovækst-ideal og papirindsamling gjorde de samme forhold sig gældende, dog var miljøpåvirkningerne mindre (værdierne var mere negative) eller af samme størrelse i alle kategorier i forhold til Scenarium 1 og 2. Dette indikerer, at papirindsamlingen under de givne forudsætninger (se afsnit 3.6) bidrog til en miljøforbedring, uanset om den kombineredes med biologisk behandling af dagrenovationen eller udelukkende affaldsforbrænding. Der blev derfor i det følgende fokuseret på at undersøge forskelle mellem Scenarium 1 og 2, idet konklusioner herom kan udvides til også at gælde de scenarier, hvor der indgik en papirindsamling.

Tabel 4.3 viser karakteriserede indikatorresultater for de toksiske påvirkningskategorier. Ved sammenligning af Scenarium 1 og 2 var billedet mere varieret end mht. de ikke-toksiske påvirkningskategorier. For økotoksicitet i vand og humantoksicitet via luft og vand var der kun lille forskel mellem scenarierne. Mht. økotoksicitet i jord, humantoksicitet via jord og ødelagt grundvand var der derimod stor forskel i Scenarium 2: Forbrændings favør. Vi advarer dog mod at tillægge resultaterne for toksicitet for stor betydning, da de i overvejende grad skyldes tilstedeværelse af store mængder jern fra kattegrus i komposten i Scenarium 1 (og 4). Derimod repræsenterer den ødelagte grundvandsressource en reel forskel i miljøpåvirkning, da den skyldes nitratudvaskning ved anvendelse af kompost på landbrugsjord. Alt i alt bør de toksiske påvirkningskategorier ikke tillægges den samme vægt ved tolkning af resultaterne. Dette skyldes bl.a., at de toksiske påvirkningskategorier er mindre veldokumenterede end de ikke-toksiske både mht. mekanismer i miljøet og hvilke stoffer, som bør inkluderes.

Tabel 4.3. Karakteriserede indikatorresultater per ton dagrenovation for toksiske påvirkningskategorier

	Økotoksicitet, vand, kronisk	Økotoksicitet, jord, kronisk	Humantoksicitet via luft	Humantoksicitet via vand	Humantoksicitet via jord
Enhed	m ³ vand	m ³ jord	m ³ luft	m ³ vand	m ³ jord
Scenarium 1: Biovækst-ideal					
Indsamling	6.458	417	1,28*10 ⁸	11	12
Transport	3.912	268	8,18*10 ⁷	6	8
Behandling	1.956	324	4,99*10 ⁷	1.753	149
Total	12.326	1.009	2,60*10 ⁸	1.770	169
Scenarium 2: Forbrænding					
Indsamling	5.806	376	1,15*10 ⁸	10	11
Transport	4.195	295	9,03*10 ⁷	7	9
Behandling	3.081	19	4,68*10 ⁷	1.666	1
Total	13.083	690	2,52*10 ⁸	1.682	21
Scenarium 3: Forbrænding og henteordning for papir					
Indsamling	4.950	325	9,93*10 ⁷	8	10
Transport	5.554	386	1,18*10 ⁸	9	12
Behandling	2.519	26	4,64*10 ⁷	1.673	0
Total	13.023	737	2,64*10 ⁸	1.690	21
Scenarium 4: Biovækst-ideal og henteordning for papir					
Indsamling	5.602	366	1,12*10 ⁸	9	11
Transport	5.230	355	1,09*10 ⁸	8	11
Behandling	1.393	332	4,95*10 ⁷	1.760	148
Total	12.224	1.053	2,70*10 ⁸	1.778	170

4.1.2 Normaliserede potentielle miljøpåvirkninger

Karakteriserede indikatorresultater for affaldsbehandlingssystemer er absolutte værdier, som ikke direkte kan benyttes til at vurdere de potentielle miljøpåvirkningers betydning i forhold til, hvad der genereres af miljøpåvirkninger i samfundet som helhed. Dette kan dog muliggøres ved at normaliser værdierne i forhold til en reference, som f.eks. beskriver én enkelt persons årlige bidrag til forureningen inden for den relevante påvirkningskategori, en såkaldt personækvivalent (PE). De normaliserede potentielle

miljøpåvirkninger for de ikke-toksiske påvirkningskategorier er vist for Scenarium 1 til 4 i tabel 4.4. Det understreges, at den relative placering scenarierne imellem forbliver den samme som for de karakteriserede indikatorresultater, men det bliver nu mulig at sætte påvirkningerne i relation til de generelle samfundsskabte miljøpåvirkninger. Således ville implementering af Scenarium 1: Biovækst-ideal medføre en potentiel miljøbelastning på -35,2 millipersonækvivalenter (mPE) per ton behandlet dagrenovationsaffald i drivhuseffekt-kategorien, dvs. 3,5 % af en gennemsnitspersons årlige bidrag til drivhuseffekten substitueres eller undgås ved at behandle 1 ton dagrenovationsaffald vha. denne affaldsbehandlingsmetode.

Tabel 4.4. Normaliserede potentielle miljøpåvirkninger per ton dagrenovation for ikke-toksiske påvirkningskategorier

	Drivhuseffekt	Forsuring	Nærings-salt-belastning	Fotokemisk smog	Ødelagt grundvand
Enhed: millipersonækvivalenter (mPE)					
Scenarium 1: Biovækst-ideal					
Indsamling	2,4	1,6	1,7	1,1	0,0
Transport	1,4	1,2	1,3	0,6	0,0
Behandling	-38,9	-11,2	-7,6	-0,1	2,9
Total	-35,2	-8,4	-4,6	1,6	2,9
Scenarium 2. Forbrænding					
Indsamling	2,1	1,4	1,5	1,0	0,0
Transport	1,5	1,3	1,5	0,7	0,0
Behandling	-35,4	-8,4	-4,0	-0,2	0,0
Total	-31,7	-5,6	-1,0	1,4	0,0
Scenarium 3. Forbrænding og henteordning for papir					
Indsamling	1,8	1,4	1,6	0,8	0,0
Transport	2,0	1,7	1,9	0,9	0,0
Behandling	-42,9	-12,8	-7,5	-0,4	0,0
Total	-39,0	-9,7	-4,0	1,3	0,0
Scenarium 4: Biovækst-ideal og henteordning for papir					
Indsamling	2,0	1,6	1,8	0,9	0,0
Transport	1,9	1,6	1,7	0,9	0,0
Behandling	-46,4	-15,7	-11,1	-0,3	2,9
Total	-42,4	-12,4	-7,6	1,5	2,9

Efter normalisering fremgår, hvilken påvirkningskategori der bidrager med flest personækvivalenter til miljøpåvirkningerne, dvs. hvor påvirkningerne fra det undersøgte system er størst i forhold til den samlede lokale eller globale miljøpåvirkning. I dette

projekt påvirkedes drivhuseffekten mest i alle scenarier, og det vil derfor være naturligt at betragte denne påvirkningskategori som meget væsentlig for fortolkning af resultaterne. Dette falder godt i tråd med den øjeblikkelige fokus på globale klimaforandringer, hvorimod forsurening og næringssaltbelastning ikke spiller samme afgørende rolle i samfundsdebatten for tiden. Det er dog vigtigt at understrege, at normalisering ikke i sig selv kan benyttes til at rangordne miljøpåvirkningerne kategorierne imellem.

Normaliserede miljøpåvirkninger for de toksiske påvirkningskategorier er vist i tabel 4.5. Som for de ikke-toksiske påvirkningskategorier gælder, at den relative placering af scenarierne er den samme, som for de karakteriserede indikatorresultater. De toksiske påvirkningskategorier lå på samme lave niveau, som de ikke-toksiske med undtagelse af humantoksicitet via jord, som udgjorde over 1 PE per ton dagrenovation.

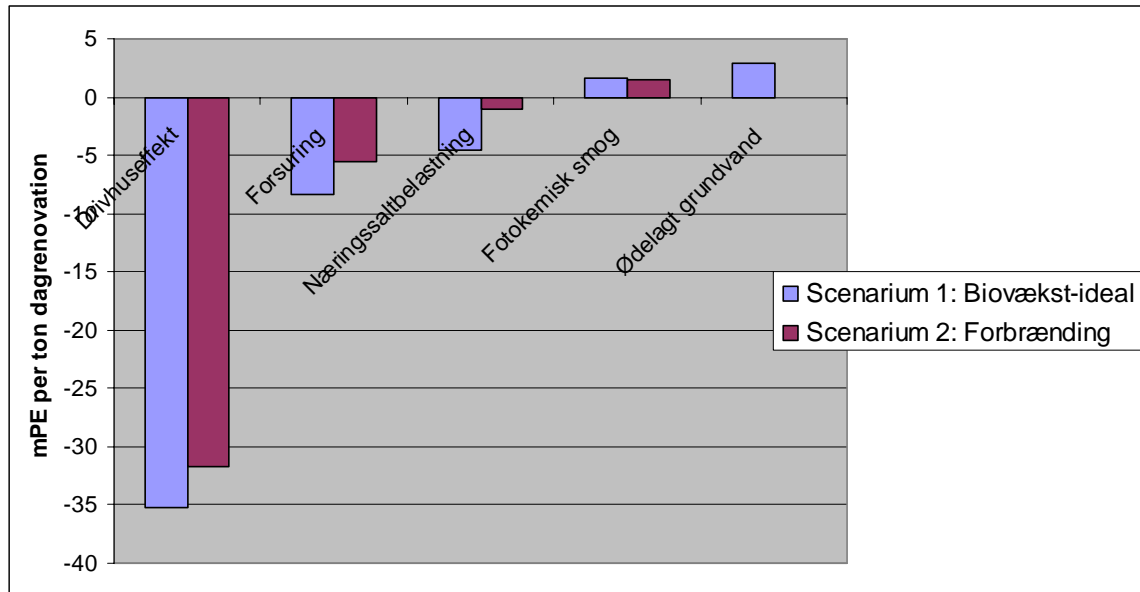
Tabel 4.5. Normaliserede potentielle miljøpåvirkninger per ton dagrenovation for toksiske påvirkningskategorier

	Økotoksicitet, vand, kronisk	Økotoksicitet, jord, kronisk	Humantoksicitet via luft	Humantoksicitet via vand	Humantoksicitet via jord
Enhed: millipersonækvivalent er (mPE)					
Scenarium 1: Biovækst ideal					
Indsamling	18,3	0,4	2,1	0,2	97
Transport	11,0	0,3	1,3	0,1	62
Behandling	5,6	0,3	0,8	35,1	*1.173
Total	34,9	1,0	4,2	35,4	1.333
Scenarium 2. Forbrænding					
Indsamling	16,5	0,4	1,9	0,2	88
Transport	11,9	0,3	1,5	0,1	69
Behandling	8,8	0,0	0,8	33,3	7
Total	37,2	0,7	4,1	33,6	164
Scenarium 3. Forbrænding og henteordning for papir					
Indsamling	14,1	0,3	1,6	0,2	76
Transport	15,8	0,4	1,9	0,2	91
Behandling	7,2	0,0	0,8	33,5	2
Total	37,0	0,8	4,3	33,8	169
Scenarium 4: Biovækst ideal og henteordning for papir					
Indsamling	15,9	0,4	1,8	0,2	86
Transport	14,9	0,4	1,8	0,2	83
Behandling	4,0	0,3	0,8	35,2	1.168
Total	34,7	1,1	4,4	35,6	1.338

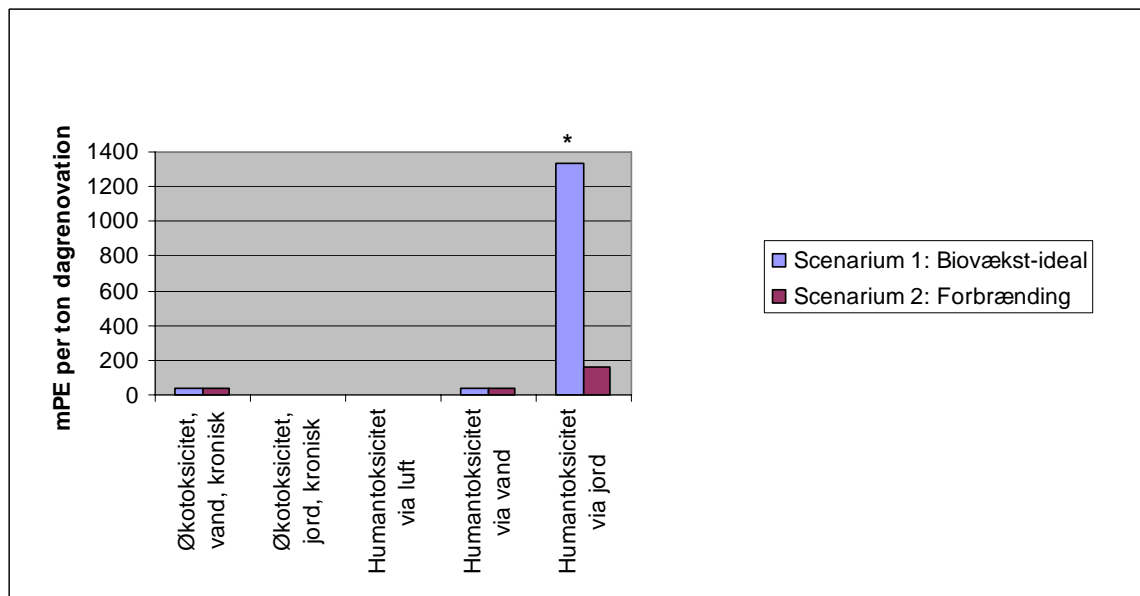
*Bør ikke tillægges betydning, da det hovedsageligt skyldes kattegrus i komposten, se afsnit 4.2.2.

4.1.3 Samlede potentielle miljøpåvirkninger

For at lette resultatoversigten er de samlede normaliserede potentielle miljøpåvirkninger for de to hovedscenarier, Biovæks-ideal og Forbrænding, gengivet grafisk i figur 4.1 og 4.2.



Figur 4.1. Total potentielle miljøpåvirkning (indsamling, transport og behandling) fra ikke-toksiske påvirkningskategorier for Scenarium 1 og 2.



Figur 4.2. Total potentielle miljøpåvirkning (indsamling, transport og behandling) fra toksiske påvirkningskategorier for Scenarium 1 og 2. *For en diskussion af påvirkningskategorien "Humantoksicitet via jord" se afsnit 4.2.2.

Vi gør opmærksom på, at de potentielle miljøpåvirkninger ikke kan sammenlignes på tværs af påvirkningskategorierne. Når forskellige potentielle påvirkningskategorier, her og i det følgende, er afbildet i samme figur, er der derfor ikke tale om en implicit vægtning af resultaterne, men det er udelukkende gjort for at lette overblikket for læseren.

4.2 Potentielle miljøpåvirkning fra forskellige livscyklusstadier

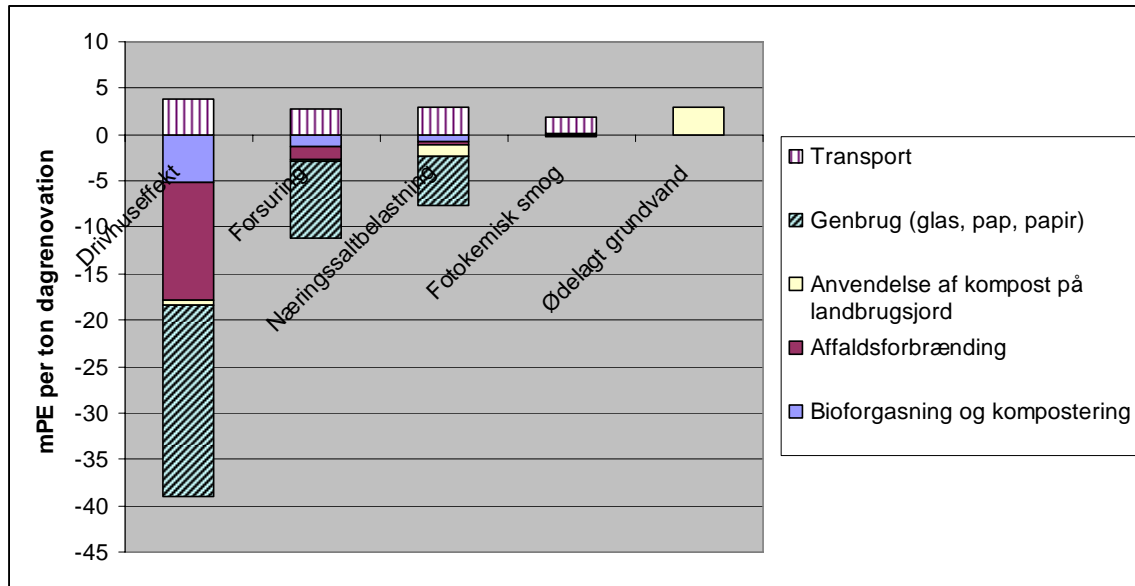
I afsnit 4.1.2 vist normaliserede indikatorresultater for de enkelte påvirkningskategorier fordelt på livscyklusstadiene indsamling, transport og behandling. I afsnittene nedenfor differentieres resultaterne yderligere ved at inkludere genbrug af papir, pap og glas, samt ved at skelne mellem aktiviteterne på Biovækstanlægget og den videre anvendelse af kompost ved udbringning på landbrugsjord. I de biologiske behandlingsscenarier er der desuden vist forbrændingsanlæggets bidrag, da restaffaldet i alle scenarier behandlede på Vestforbrændings anlæg i Glostrup. For at tydeliggøre billedet blev indsamling og transport slået sammen. Summen af positive og negative millipersonækvivalenter, som kan aflæses af søjlerne i de følgende diagrammer, svarer til totalsummerne for de fire scenarier som angivet i tabel 4.4 og 4.5.

4.2.1 Ikke-toksiske påvirkningskategorier: Scenarium 1 og 2.

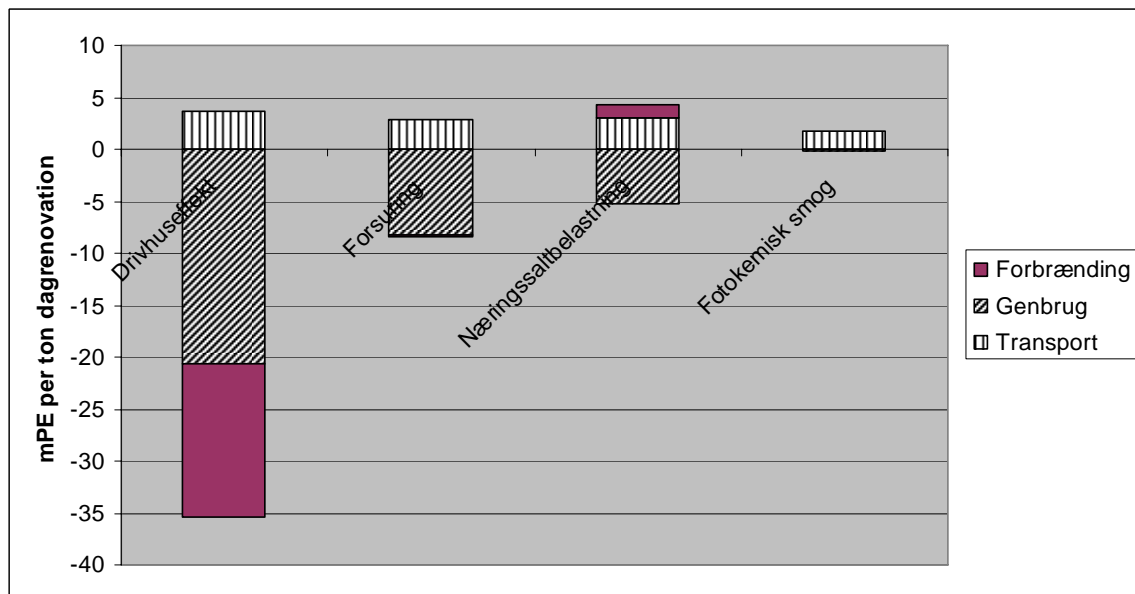
Normaliserede ikke-toksiske miljøpåvirkning fra de forskellige livscyklusstadier for Scenarium 1: Biovækst-ideal er vist i figur 4.3. Indsamling og transport gav anledning til emissioner, som påvirkede miljøet negativt; det skyldtes især udvikling af VOC ved forbrænding af diesel i lastbilmotorer. De resterende livscyklusstadier var alle med til at mindske miljøbelastningen ved substitution, dvs. undgåede emissioner. Det ses, at de eksisterende genbrugsordninger samt forbrænding af restaffaldet bidrog mere til at sænke drivhuseffekten end den biologiske affaldsbehandling. For affaldsforbrændingens del skyldtes det hovedsagelig tilstedeværelsen af store mængder biologisk materiale i restaffaldet, som gav anledning til en substitutionsværdi ved varme- og elektricitetsfremstilling i forhold til energiproduktion på kulfyrede kraftvarmeværker. For forsuring og næringssaltberigelse gav forbrændingsdelen af livscyklus ligeledes et væsentligt bidrag. Det var hovedsagelig en konsekvens af energisubstitutionerne, idet undgået energiproduktion fra kulfyrede kraftvarmeværker bl.a. gav anledning til undgåede emissioner af NO_x og SO_2 .

Figur 4.4 viser de ikke-toksiske miljøpåvirkning fra de forskellige livscyklusstadier for Scenarium 2: Forbrænding. Forbrændingens bidrag til livscyklusstadiet var her større end i Scenarium 1, hvilket skyldes de øgede mængder affald, som forbrændtes i og med at bioaffaldet ikke behandles for sig - dog var øgningen af bidraget ikke direkte proportional med affaldsmængden, da brændværdien af bioaffald er mindre end restaffaldets. Ligeledes var bidraget, som nedbragte forsuring betydeligt mindre end i Scenarium 1. Det ses, at næringssaltbelastningen for forbrændingsdelen af livscyklus ligefrem skiftede fortegn, dvs. i forbrændingsscenariet gav forbrænding anledning til netto-emission,

hvorimod der var en netto-substitution i Biovækst-ideal scenariet. Dette skyldtes ligeledes forskellige brændværdier for bioaffald og restaffald, som resulterede i mindre samlet energisubstitution og dermed færre undgåede emissioner. Baggrunden for disse forskelle er beskrevet i større detaljer i afsnit 4.4, hvor forbrænding af KOD sammenlignes direkte med biologisk behandling, uden at der inkluderes andre processer.



Figur 4.3. Miljøpåvirkning fra de forskellige livscyklusstadier for Scenarium 1: Biovækst-ideal. Ikke-toksiske påvirkningskategorier.

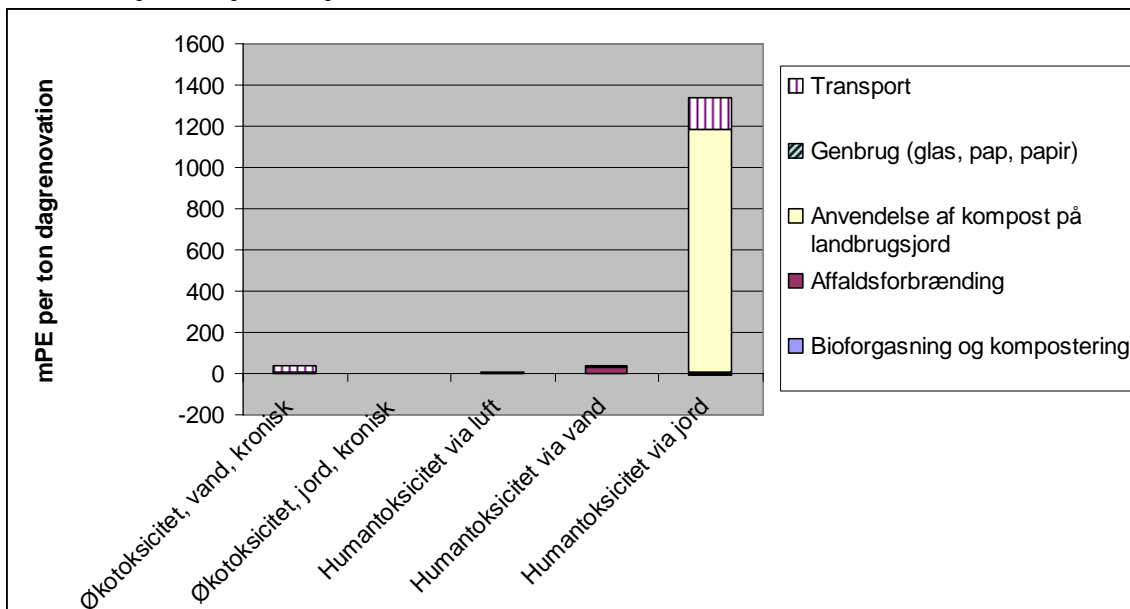


Figur 4.4. Miljøpåvirkning fra de forskellige livscyklusstadier for Scenarium 2: Forbrænding. Ikke-toksiske påvirkningskategorier.

4.2.2 Toksiske påvirkningskategorier: Scenarium 1 og 2.

De toksiske miljøpåvirkning fra de forskellige livscyklusstadier for Scenarium 1: Biovækst-ideal er vist i figur 4.5. Som det ses, var indsamling og transportstadiet vigtigt for økotoksitet i vand, hvilket skyldtes emission af PAH'er fra dieselmotorer. Humantoksicitet via vand stammede i overvejende grad fra affaldsforbrændingen i form af Hg-emissioner. Biovækst-ideal scenariet gav et meget stort bidrag til humantoksicitet via jord, som skyldtes jern (Fe) i komposten. Jernet stammede i overvejende grad fra det kattegrus, som borgerne medtog i bioaffaldet i henhold til sorteringsvejledningerne. Kattegrus er ofte fremstillet af moler, som har et meget højt jernindhold, hvilket dog ikke indikerer, at kattegrus er sundhedsskadeligt og vil have stor potentiel toksisk effekt overfor mennesker, som kommer i kontakt med det gennem jordmiljøet.

Det ser ud til, at disse forhold relaterer sig til selve metoden, hvormed humantoksicitet via jord beregnes. UMIP-metoden, som anvendes i denne rapport, er oprindelig udviklet til at miljøvurdere industrifremstilling af produkter, og i den sammenhæng er der god mening i at tilskrive jernforurening af jord stor vægt. Men der er næppe samme grund til at tilskrive jordmatricens eget-indhold af potentielt forurenede stoffer, f.eks. metaller som jern, samme toksiske effekt. Derved undgår man at komme ud for resultater som ovenstående, som skyldes tilstedeværelsen af et produkt med oprindelse i naturen. Jord og sten, som er en uundgåelig forurening af kompost, der indeholder have- parkaffald, vil potentielt også bidrage til denne påvirkningskategori. Vi vælger derfor at lægge mindre vægt på humantoksicitet via jord, når den som i dette tilfælde skyldes gen-introducering af ler eller jord til jordmiljøet.

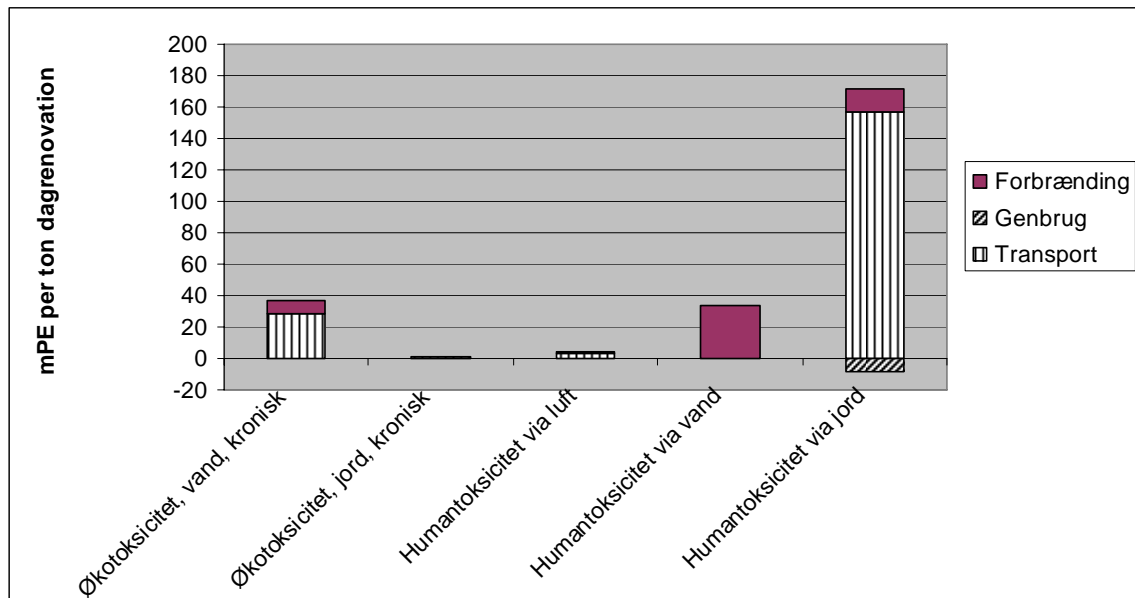


Figur 4.5. Miljøpåvirkning fra de forskellige livscyklusstadier for Scenarium 1: Biovækst-ideal. Toksiske påvirkningskategorier.

Generelt opfordres der til forsigtighed med at fortolke resultater mht. toksiske påvirkningskategorier baseret på metalemissioner. Gloria et al. (2006) beskriver

problemer i forskellige LCA-modeller inklusiv UMIP 97 ved evaluering af potentielle toksiske miljøeffekter af metaller, og begrundet det bl.a. med manglende hensyntagen til stoffernes kemiske form i miljøet.

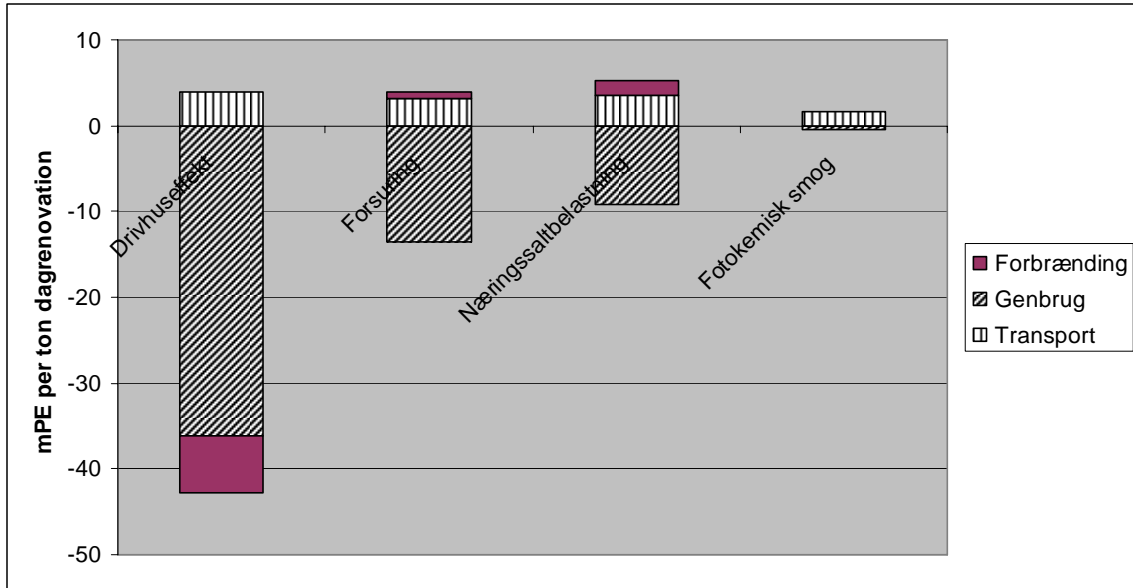
De toksiske miljøpåvirkninger fra de forskellige livscyklusstadier for Scenarium 2: Forbrænding er vist i figur 4.6 (bemærk at skalaen er forskellig fra figur 4.5). Indsamling og transportdelen af livscyklus var lang den vigtigste mht. bidrag til økotoksicitet i vand, humantoksicitet via luft og humantoksicitet via jord. Dette skyldtes emissioner af VOC fra dieselmotorer. Humantoksicitet via vand skyldtes næsten udelukkende Hg-emissioner fra forbrændingsanlægget.



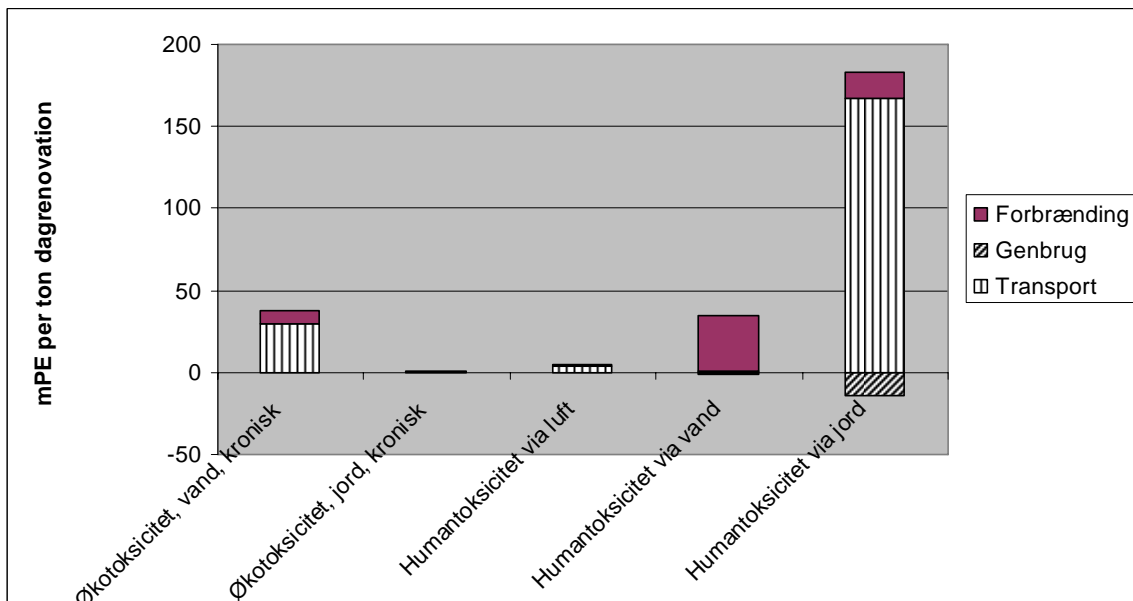
Figur 4.6. Miljøpåvirkning fra de forskellige livscyklusstadier for Scenarium 2: Forbrænding. Toksiske påvirkningskategorier.

4.2.3 Toksiske og ikke-toksiske påvirkningskategorier: Scenarium 3 og 4.

Figur 4.7 og 4.8 viser hhv. de ikke-toksiske og toksiske miljøpåvirkning fra de forskellige livscyklusstadier for Scenarium 3: Forbrænding og henteordning for papir. I dette scenarium blev der udsorteret en stor mængde papir til genbrug, som eller ville ende i restaffaldet. Det resulterer i, at forbrændingsanlæggets bidrag til mindskning af drivhuseffekt faldt kraftigt som følge af lavere brændværdi og det følgende fald i substitutioner af kulfyret energifremstilling. I det hele taget indikerede Scenarium 3, at implementering af en henteordning for papiraffald, som omfatter alle kommunernes borgere, vil have en positiv miljøeffekt.

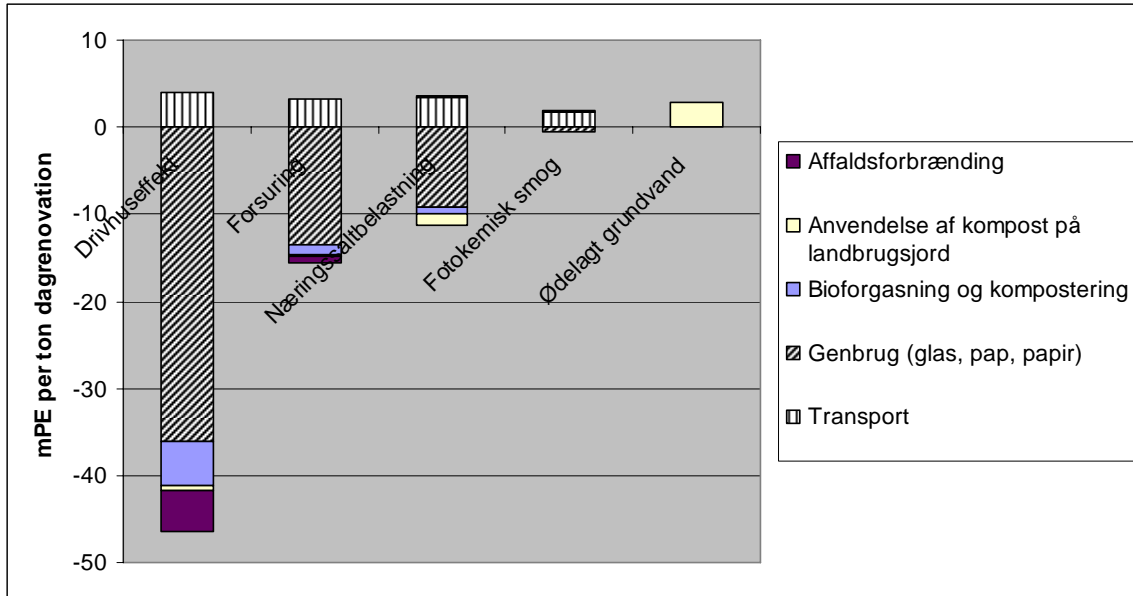


Figur 4.7. Miljøpåvirkning fra de forskellige livscyklusstadier for Scenarium 3: Forbrænding og henteordning for papir. Ikke-toksiske påvirkningskategorier.

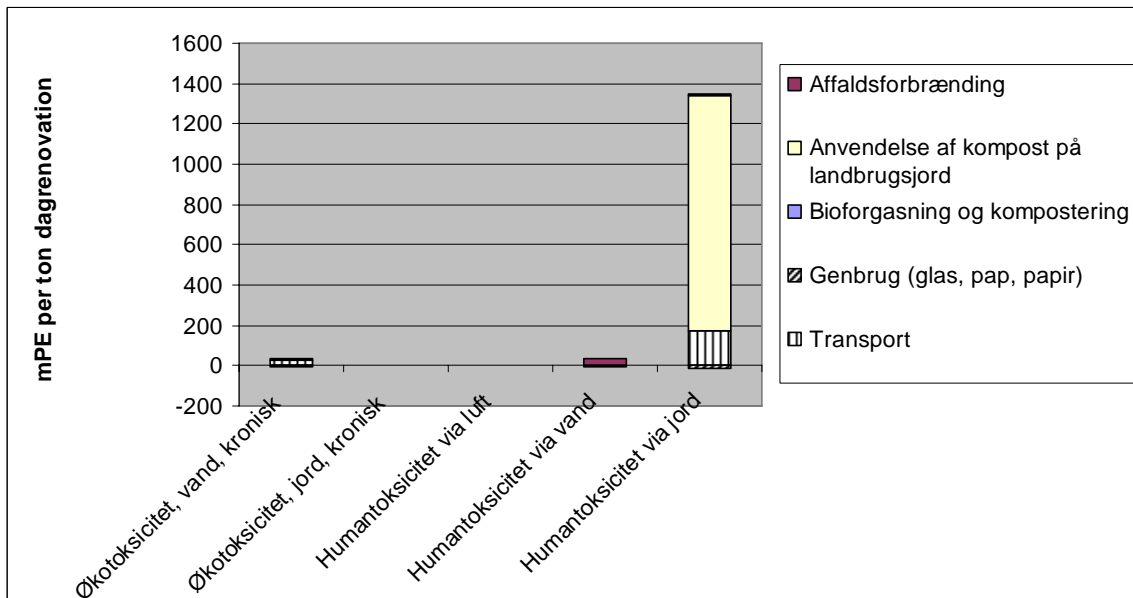


Figur 4.8. Miljøpåvirkning fra de forskellige livscyklusstadier for Scenarium 3: Forbrænding henteordning for papir. Toksiske påvirkningskategorier

Figur 4.9 og 4.10 viser hhv. ikke-toksiske og toksiske miljøpåvirkning fra de forskellige livscyklusstadier for Scenarium 4: Biovækst-ideal og papirindsamling. Af figur 4.9 ses, at det var lige så miljørigtigt at kombinere papirindsamling med biologisk behandling af affald, som det var tilfældet i Scenarium 3. Papirindsamling var altså miljømæssigt en fordel uanset om forbrændingsscenariet eller biobehandlingsscenariet valgetes.



Figur 4.9. Miljøpåvirkning fra de forskellige livscyklusstadier for Scenarium 4: Biovækst-ideal og henteordning for papir. Ikke-toksiske påvirkningskategorier



Figur 4.10. Miljøpåvirkning fra de forskellige livscyklusstadier for Scenarium 4: Biovækst-ideal og henteordning for papir. Toksiske påvirkningskategorier

4.3 Potentielle miljøpåvirkninger fra sub-optimale scenarier

Udover miljøpåvirkninger fra de fire hovedscenarier, som er beskrevet i afsnit 4.1 og 2, forekom det ønskeligt at undersøge miljøeffekterne under ikke-optimale og måske mere realistiske procesforhold. I Scenarium 1: Biovækst-ideal beregnedes miljøpåvirkninger ved at behandle det biologiske affald på Biovækstanlægget under antagelse af optimale

procesforhold bl.a. med hensyn til metanproduktion, muligheden for at udnytte varmereproduktionen samt biofiltrets og biogasmotorens effektivitet. Da det ikke var klart om disse forudsætninger var opfyldt, blev der konstrueret en række scenarier for at undersøge miljøpåvirkninger ved drift af Biovækstanlægget under sub-optimale procesforhold. For at evaluere den kumulative effekt blev der desuden konstrueret et ”worst-case” scenarium, hvor der anvendtes sub-optimale værdier for alle de nævnte procesparametre på en gang.

Der er dog også mulighed for forbedringer. Behandling af større mængder af bioaffald på Biovækstanlægget vil, hvis procesparametre som i Scenarium 1: Biovæks-ideal kan opretholdes, medføre mindre miljøpåvirkninger i forhold til forbrændingsscenariet. Der blev derfor inkluderet et Biovækst ”Best-case” scenarium, hvor procesparametre som i Scenarium 1: Biovækst-ideal blev kombineret med en øget indsamlingseffektivitet for bioaffald. For fuldstændighedens skyld blev der også konstrueret et sub-optimalt Forbrændingsscenarium med henteordning for papir, hvor papirindsamlingseffektivitet sættes til 70 % i stedet for 90 %, som blev anvendt i Scenarium 3 og 4. Tabel 4.6 indeholder en beskrivelse af de undersøgte scenarier.

Tabel 4.6. Procesparametre for sub-optimale scenarier

Scenarier	Ændrede procesparametre
Scenarium 5: Biovækst med lav metanproduktion	Udnyttelse af metanpotentialet nedsattes med 25 % til 52,5 %
Scenarium 6: Biovækst med lav udnyttelse af varmereproduktion	Det antoges, at blot 2 % af varmereproduktionen fra biogassen blev udnyttet, f.eks. hvis anlægget ikke kunne tilsluttes fjernvarmenettet
Scenarium 7: Biovækst med nedsat effektivitet af biofilter	Biofiltereffektivitet (NH ₃ -tilbageholdelse) blev nedsat til 90 %
Scenarium 8: Biovækst med øget emission fra biogasmotor	Emission af NO _x fra gasmotor var 10 g NO _x /Nm ³ CH ₄ (Nielsen & Illerup, 2003) i stedet for de af fabrikanten angivene 0,8 g/ NO _x Nm ³ CH ₄
Scenarium 9: Biovækst ”worst case”, sum af scenarium 5 til 8	Metanpotentiale: 52,5 % Varmesubstitution: 2 % Biofiltereffektivitet: 90 % NO _x emission 10 g/ Nm ³ CH ₄
Scenarium 10: Biovækst ”best case”	Procesparametre som i Scenarium 1: Biovækst-ideal, men indsamlingseffektiviteten for bioaffald øgedes til 77 % af affaldspotentialet
Scenarium 11: Forbrænding og henteordning for papir med nedsat effektivitet	Papirindsamlingseffektivitet nedsattes til 70 %

4.3.1 Ikke-toksiske påvirkningskategorier

Resultaterne fra modellering af disse scenarier kan aflæses i tabel 4.7, hvor Scenarium 1: Biovækst ideal og Scenarium 2: Forbrænding er medtaget til sammenligning. Scenarierne 5 til 9 udviste alle større miljøpåvirkninger end Scenarium 1: Biovækst-ideal mht. drivhuseffekt, forsuring og næringssaltbelastning, men drivhuseffekten var dog stadig

mindre end i forbrændingsscenariet selv for ”worst-case”-scenariet. Biovækstanlægget viser sig således at være temmelig robust over for ændringer i negativ retning af procesparametre i forhold til drivhuseffekt. Mht. forsurening og næringssaltbelastning havde ”worst-case”-scenariet større miljøbelastning end forbrændingsscenariet. Fotokemisk smogdannelse påvirkedes næsten ikke af de ændrede procesbetingelse, da denne påvirkningskategori hovedsageligt skyldes emissioner under indsamling og transportfasen. Det ses ligeledes tydeligt, at en øget indsamlingseffektivitet for bioaffaldet resulterede i mindsket miljøbelastning for alle de undersøgte påvirkningskategorier. Scenarium 11, forbrænding kombineret med en henteordning for papir med nedsat indsamlingseffektivitet, var stadig klart bedre end affaldsforbrænding alene.

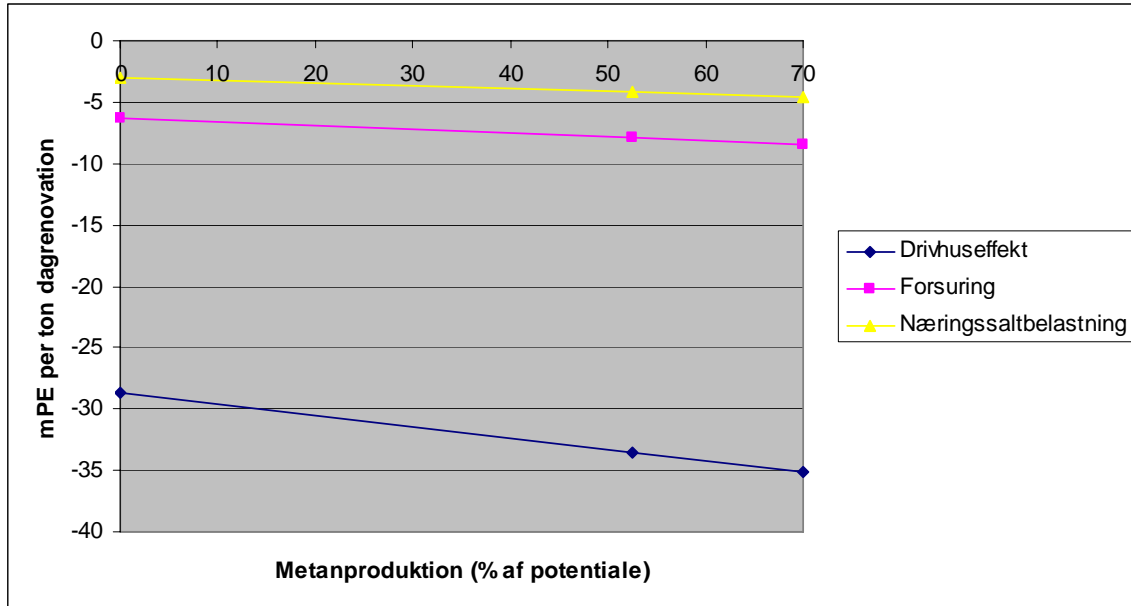
Tabel 4.7. Normaliserede potentielle miljøpåvirkninger (mPE/ton dagrenovation) for ikke-toksiske påvirkningskategorier. Scenarium 5-11.

	Drivhuseffekt	Forsuring	Næringssaltbelastning	Fotokemisk smog	Ødelagt grundvand
Scenarium 5: Biovækst-52.5 % CH ₄ -pot.	-33,5	-7,9	-4,2	1,6	2,9
Scenarium 6: Biovækst-2 % varmesubstitution	-33,8	-7,8	-4,2	1,9	2,9
Scenarium 7: Biovækst-90 % biofiltereffektivitet	-35,1	-5,6	-1,3	1,6	2,9
Scenarium 8: Biovækst-10g NO _x /Nm ³ CH ₄ fra biogasmoter	-35,1	-7,2	-3,2	1,6	2,9
Scenarium 9: Biovækst ”worts case”	-32,5	-3,8	0,4	1,8	2,9
Scenarium 10: Biovækst ”best case”	-37,2	-10,3	-7,0	1,6	4,7
Scenarium 11: Forbrænding og henteordning for papir-70% indsamlingseffektivitet	-35,8	-7,8	-2,6	1,3	0,0
Scenarium 1: Biovækst-ideal	-35,2	-8,4	-4,6	1,6	2,9
Scenarium 2: Forbrænding	-31,7	-5,6	-1,0	1,4	0,0

4.3.2 Potentielle miljøeffekter som funktion af metanproduktion

For at illustrere hvorledes modellering af scenarier med varierende procesværdier kan bidrage til at tydeliggøre sammenhængen mellem tekniske processer og miljøpåvirkninger blev drivhuseffekt, forsurening og næringssaltbelastning beregnet som funktion af udnyttelse af metanpotentialt. Resultatet er vist i figur 4.11. EASEWASTE-modellen er lineær, derfor kan sammenhængen mellem ændring af en parameter og den tilhørende miljøpåvirkning bestemmes fuldstændigt vha. to punkter på en kurve. Sammenlignes med Scenarium 2: Forbrænding ses, at ”break-even” mht. bidrag til drivhuseffekt for Biovækstanlægget lå omkring 33 % udnyttelse af metanpotentialt

forudsat at optimale værdier for fordeling mellem el- og varmeproduktion, biofiltrets effektivitet etc. kunne opretholdes. Værdierne ved 0 % udnyttelse af metanpotentialet svarede til en vis grad til et behandlingssystem bestående af kompostering uden forudgående biogasproduktion; her sås det almindelige forekommende resultat, at kompostering ikke kan matche forbrænding mht. at nedbringe drivhuseffekten. Vi gør dog opmærksom på, at udeladelse af biogasproduktion på Biovækstanlægget sandsynligvis vil have konsekvenser for andre procesparametre, som ikke blev inkluderet i ovenstående analyse.



Figur 4.11. Potentielle miljøpåvirkning inden for kategorierne drivhuseffekt, forsuring og næringssaltbelastning som funktion af Biovækstanlæggets metanproduktion.

4.3.3 Toksiske påvirkningskategorier

Miljøeffekter fra de toksiske påvirkningskategorier i Scenarium 5 til 11 kan ses af tabel 4.8. Disse påvirkningskategorier var ret robuste over for ændringer i procesparametre på Biovækstanlægget, hvilket skyldes, at indsamling og transportdelen af livscyklus spiller en stor rolle for emissionerne, som leder til miljøeffekter i disse kategorier. Det ses, at Biovækst "best-case"-scenarie resulterede i en kraftig forøgelse af humantoksicitet via jord – der henvises til diskussionen i afsnit 4.2.2 angående denne påvirkningskategori.

Tabel 4.8. Normaliserede miljøpåvirkninger (mPE/ton dagrenovationsaffald) for toksiske påvirkningskategorier. Scenarium 5-11

	Økotoksicitet, vand, kronisk	Økotoksicitet, jord, kronisk	Human-toksicitet via luft	Humantoksicitet via vand	Humantoksicitet via jord*
Scenarium 5: Biovækst-52.5 % CH ₄ -pot	35,1	1,0	4,3	35,8	1.335
Scenarium 6: Biovækst-2 % varmesubstitution	35,1	1,0	4,3	35,8	1.334
Scenarium 7: Biovækst-90 % biofiltereffektivitet	34,9	1,0	4,3	35,4	1.333
Scenarium 8: Biovækst-10g NO _x /Nm ³ CH ₄ fra biogasmoter	34,9	1,0	4,3	35,4	1.336
Scenarium 9: Biovækst "worts case"	35,1	1,0	4,3	36,1	1.337
Scenarium 10: Biovækst "best case"	31,4	1,2	4,1	36,2	2.014
Scenarium 11: Forbrænding og henteordning for papir-70% indsamlingseffektivitet	35,5	0,7	4,1	33,7	160
Scenarium 1: Biovækst-ideal	34,9	1,0	4,2	35,4	1.333
Scenarium 2: Forbrænding	37,2	0,7	4,1	33,6	164

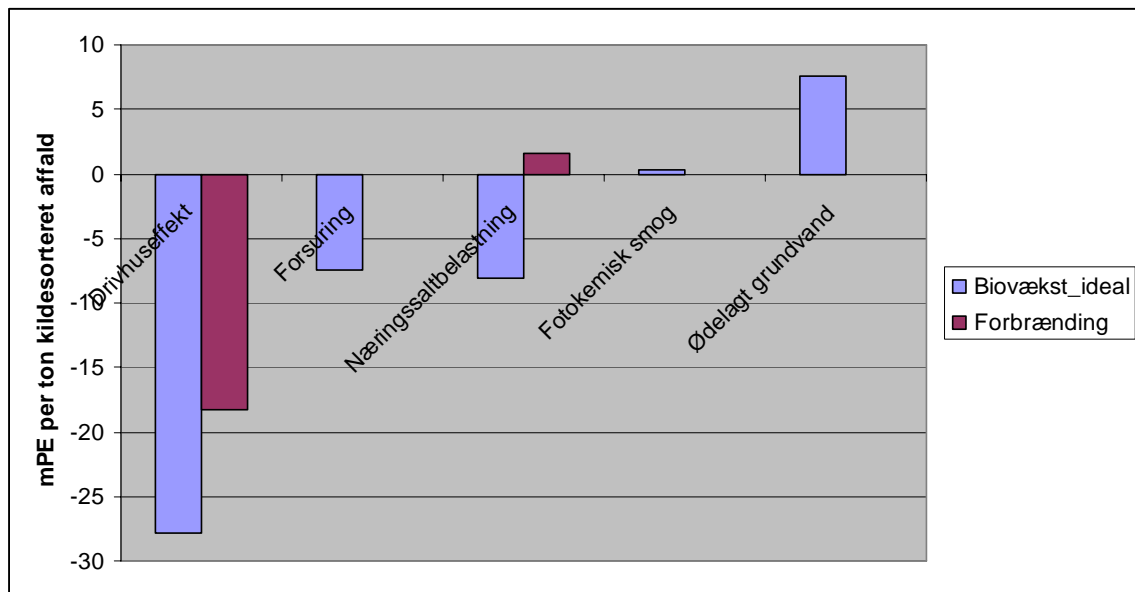
*Denne kategori bør ikke tillægges betydning, da det hovedsageligt skyldes kattegrus i komposten, se afsnit 4.2.2.

4.4 Sammenligning af affaldsforbrænding og biologisk behandling

4.4.1 Potentielle ikke-toksiske miljøeffekter

I de foregående afsnit blev miljøpåvirkninger opgjort i scenarier, som inkluderede kommunernes samlede affaldshåndteringssystem, men som nævnt i afsnittet om livscyklusvurderingens omfang var det desuden et mål med undersøgelsen direkte at kunne sammenligne miljøpåvirkningerne ved anvendelse af forskellige affaldsbehandlingsteknologier. Vi har derfor nedenfor modelleret miljøeffekterne af at behandle 1 ton kildesorteret affald ved hhv. forbrænding og biologisk behandling set løst fra kommunernes samlede affaldshåndtering. Som beskrevet i afsnit 2.1.1 transporterendes borgernes kildesorterede organiske dagrenovation (KOD) til

sorteringsanlægget i Frederikssund, hvor det gennemgik en yderligere sortering inden det tilbageblevne bioaffald behandlede på Biovækstanlægget. Sigteresten transporterades til Vestforbrænding, og forbrændtes der. Man kunne i stedet undlade den ekstra sorteringsproces og transportere affaldet direkte til forbrænding. Her var der tale om to alternativer, der leverede den samme ydelse, dvs. behandling af KOD, og hvis livscyklus derfor kan sammenlignes. For at sammenligningen skal være fuldstændig, blev miljøeffekter som følge af den endelige anvendelse af kompost på landbrugsjord medtaget. Det kildesorterede affald forudsattes at have den samme sammensætning, som blev anvendt ved modelleringen af Scenarium 1 til 4. Figur 4.12 viser de ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved hhv. forbrænding og biologisk behandling (inklusive forbrænding af sigteresten) af 1 ton KOD.



Figur 4.12. Normaliserede ikke-toksiske miljøpåvirkning ved behandling af 1 ton kildesorteret organisk dagrenovation ved hhv. forbrænding på Vestforbrænding, Glostrup og biologisk behandling (inklusive forbrænding af sigterest) på Biovækstanlægget. Parametre for biologisk behandling var som i Scenarium 1: Biovækst-ideal.

Som det ses, var miljøpåvirkningerne mindre ved biologisk behandling end ved forbrænding i kategorierne drivhuseffekt, forsuring og næringsstoffbelastning – fotokemisk smogdannelse var marginalt mindre ved forbrænding. Ødelagt grundvand forekom udelukkende ved biologisk behandling, da det er en konsekvens af nitratudvaskning ved kompostanvendelse. Den relativt store forskel mht. undgået drivhuseffekt skyldtes bl.a. forbrændingsanlæggets lavere elvirkningsgrad. Dette forhold medførte, at forbrændingsanlæggets energisubstitution ikke var så høj som den energisubstitution, der opnåedes ved at forbrænde biogas på Biovækstanlægget. Som det ses af tabel 4.9, producerede Biovækstanlægget ca. 9 % mere elektricitet per ton KOD end forbrændingsanlægget. Det er dog værd at bemærke, at forbrænding trods den lave nedre brændværdi producerede betydeligt mere energi per ton KOD end Biovækstanlægget – forskellen i Biovækstanlæggets favør gælder udelukkende for elektricitetsproduktion. Mht. varmeproduktion var forbrændingsanlægget betydeligt mere

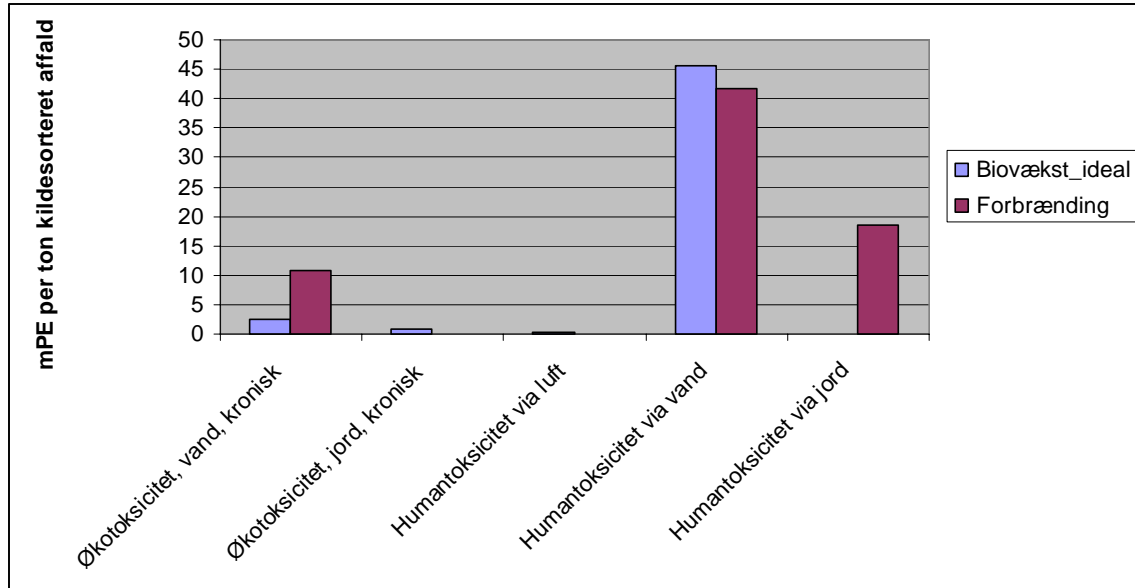
effektivt end Biovækstanlægget, men da en forudsætning var, at kun 50 % af den producerede varme reelt substituerede varme fra kulfyrede værker, blev Biovækstanlæggets netto-varmesubstitution større. Det har dog ikke afgørende betydning for resultatet af livscyklusvurderingen, da varmesubstitution ikke tæller med samme miljømæssige vægt som elproduktion.

Table 4.9. El-produktion ved forbrænding og biologisk behandling (eksklusiv kompostanvendelse) af 1 ton kildesorteret organisk dagrenovation.

	Nedre brændværdi (GJ/ton bioaffald)	Effektivitet ved el-produktion (%)	El-produktion (kwh/ton kildesorteret affald)
Forbrænding på Vestforbrænding			
0,465 ton bioaffald	4,36	17,9	216,8
0,533 ton restaffald	14,03	17,9	697,6
I alt			914,4
Biogasproduktion på Biovækstanlægget			
0,465 ton bioaffald	2,74	39,1	297,6
0,533 ton restaffald (sigterest som forbrændes på Vestforbrænding)	14,03	17,9	697,6
I alt			995,2

4.4.2 Potentielle toksiske miljøeffekter

Figur 4.13 viser de toksiske miljøpåvirkninger ved hhv. forbrænding og biologisk behandling af 1 ton KOD. I alle påvirkningskategorier undtagen kronisk økotoksicitet i jord bidrog behandlingerne med netto-emissioner med deraf følgende miljøpåvirkninger. Vi har undladt at vise humantoksicitet via jord for Biovækstanlæggets del, da denne påvirkningskategori, som tidligere nævnt, ikke tillægges samme betydning som de resterende toksiske påvirkningskategorier.



Figur 4.13. Normaliserede toksiske miljøpåvirkning ved behandling af 1 ton kildesorteret organisk dagrenovation ved hhv. forbrænding på Vestforbrænding, Glostrup og biologisk behandling (inklusive forbrænding af sigterest) på Biovækstanlægget. Data for humantoksicitet via jord er ikke vist for den biologiske behandling (se tekst).

4.4.3 Potentielle ikke-toksiske miljøeffekter fordelt på emissioner og substitutioner

For at illustrere forskellene på forbrænding og biologisk behandling mere detaljeret er karakteriserede indikatorresultater per ton behandlet kildesorteret affald fordelt på emissioner og substitutioner vist i tabel 4.10. Med hensyn til drivhuseffekt spares der 240,3 kg CO₂-ækvivalenter per ton KOD behandlet på Biovækstanlægget, hvorimod der kun spares 159,2 kg CO₂-ækvivalenter per ton KOD ved forbrænding. Det skyldtes bl.a. forskel i el-substitution, men også det relativt høje elforbrug per ton affald på forbrændingsanlægget spillede ind.

Forsuring skyldes i høj grad emission af NO_x, og da dannelse af NO_x i høj grad er koblet til energiproduktion, udviste forsuren samme billede som drivhuseffekten ved sammenligning mellem forbrænding og biologisk behandling. Miljøpåvirkningerne i påvirkningskategorien næringssaltbelastning fulgte et andet mønster, idet en væsentlig del af den undgåede næringssaltberigelse ved biologisk behandling skyldtes substitution af fosfatholdig kunstgødning. Der var her tale om undgået fosforberigelse af miljøet ved selve brydningen af fosfor og oparbejdningen af fosfat, da komposts fosfatindhold antages at udnyttes 100 % af afgrøderne uden afløb til ferskvand.

Tabel 4.10. Karakteriserede indikatorresultater per ton behandlet kildesorteret organisk dagrenovation for Vestforbrænding og Biovækstanlægget inkl. kompostanvendelse fordelt på emissioner og substitutioner.

		Drivhuseffekt (kg CO ₂ -ækv.)	Forsuring (kg SO ₂ - ækv.)	Næringssalt- berigelse (kg NO ₃ -ækv.)
Vestforbrænding	Emissioner	240,8	0,74	1,38
	El-forbrug	100,0	0,23	0,30
	Andet energiforbrug	7,9	0,01	0,01
	El-substitution	-456,7	-1,03	-1,39
	Varmesubstitution	-79,8	-0,13	-0,24
	Forbrug af hjelpestoffer	28,6	0,19	0,12
	I alt	-159,2	0,00	0,19
Biovækstanlægget inkl. kompostudbringning	Emissioner	271,0	0,57	1,57
	El-forbrug	60,4	0,14	0,18
	Andet energiforbrug	5,9	0,01	0,02
	El-substitution	-492,6	-1,11	-1,50
	Varmesubstitution	-94,7	-0,23	-0,32
	Forbrug af hjelpestoffer	15,3	0,10	0,07
	Gødningssubstitution: P	-1,1	-0,02	-0,95
	Anden gødningssubstitution	-4,4	-0,01	-0,02
I alt	-240,3	-0,55	-0,95	

Gode data for tab af fosfor ved produktion af kunstgødning er derfor væsentlige for at kunne angive miljøpåvirkningen af næringssaltbelastning med sikkerhed. I det aktuelle tilfælde herskede der, som det kan ses af tabel 4.11, nogen forvirring om størrelsen af fosfatforurening ved produktion af kunstgødning. Audsley et al.(1997), som benyttes af EU-kommissionen i forbindelse med harmonisering af livscyklusvurderinger af landbrugssektoren, angav tab af 45 g fosfor per kg oparbejdet fosfor - som modsætning ses gødningsproducenternes eget estimat ved anvendelse af Best Available Technology (BAT), som var 100 gange mindre. Vi har benyttet Audsley et al.(1997) i alle scenarier i denne rapport, men gør opmærksom på, at det meste af den sparede næringssaltbelastning ved biologisk behandling vil forsvinde ved anvendelse af gødningsindustriens BAT-data.

Tabel 4.11. Næringsstofforurening ved fremstilling af fosfatholdig kunstgødning

Gødningstype	Afløb af fosfat til ferskvand	Kilde
Superfosfat	45,01 g P/kg P	Audsley et al. 1997. Benyttes af EU-kommissionen
Superfosfat	3,3 g P/kg P	Davis & Haglund, 1999
NPK	0,4-0,02 g P/kg P	BAT No. 7, 2000. Best Available Technology fra sammenslutningen af europæiske gødningsproducenter

4.5 Følsomhedsanalyser

For at undersøge individuelle procesparametres indflydelse på potentielle miljøpåvirkninger blev der udført følsomhedsanalyser med udgangspunkt i livscyklusopgørelserne for Biovækstanlægget, udbringning af kompost til landbrugsjord og I/S Vestforbrænding. Følsomhedsanalyser er velegnede til at bedømme resultater af en livscyklusvurdering i relation til datakvalitet og -usikkerhed, idet store ændringer i potentielle miljøpåvirkninger som følge af små ændringer i procesværdier kan identificeres. Sammenholdt med viden om kvaliteten af de data, som livscyklusvurderingen bygger på, kan man få en ide om holdbarheden af analysens konklusioner. Følsomhedsanalyser kan ligeledes benyttes fremadrettet som grundlag for procesoptimering for at nedbringe miljøpåvirkninger ved anvendelse af en bestemt teknologi.

Følsomhedsanalyserne blev udført ved at nedjustere procesparametre, herunder energiforbrug, energiproduktion og emissioner med 10 % i forhold til de værdier, som anvendtes i de fire hovedscenarier (værdierne, som benyttes i hovedscenarierne, kan findes i tabellerne over livscyklusopgørelserne for de enkelte teknologier, dvs. tabel 3.15, 3.16 og 3.22). De potentielle miljøpåvirkninger blev beregnet med nedjusterede procesparametre og derfra blev subtraheret miljøpåvirkningerne ved anvendelse af de oprindelige procesværdier. Værdierne i tabellerne nedenfor angiver således ændringer i potentiel miljøpåvirkning ved 10 % lavere procesværdier end de oprindeligt benyttede. Negativt fortegn betyder derfor, at miljøpåvirkningerne mindskedes. Da EASEWASTE-modellen er lineær, kan effekterne af ændringer, som er større eller mindre end 10 %, direkte beregnes af tabellen.

Tabel 4.12 viser følsomhedsanalyser for Biovækstanlægget ved behandling af bioaffald. For at synliggøre effekter direkte relateret til behandlingen på Biovækstanlægget blev kompostanvendelsen ikke medtaget, men findes beskrevet for sig i den næste tabel. Udover procesparametre, som er angivet i livscyklusopgørelsen i tabel 3.15, blev der regnet på to underliggende parametre – udnyttelse af metanpotentialt, som har indflydelse på energiproduktionen og biofiltrets effektivitet, som har indflydelse på N-emissionerne.

De numerisk største tal i tabellen repræsenterer procesparametre, hvor en ændring havde størst indflydelse på livscyklusvurderingens resultater. For påvirkningskategorien drivhuseffekt ses det, at et fald i el-produktionen på 10 %, selv med en tilsvarende stigning i varmeproduktionen, resulterede i en væsentlig forøgelse af den potentielle miljøpåvirkning. Det samme var tilfældet, hvis udnyttelsen af metanpotentialt faldt. For forsurening og næringssaltbelastning var biofiltrets effektivitet afgørende, idet der var en meget stor øgning i potentiel miljøpåvirkning ved et fald i biofiltrets effektivitet med 10 %. En ændring i NO_x-emissionen med 10 % havde ikke stor effekt på forsurening og næringsstofbelastning, men det gøres opmærksom på, som diskuteret i afsnit 3.2.5, at det mulige interval for NO_x-emissioner fra biogasmotoren langt oversteg de 10 %, som var

grundlag for beregningen. Det gøres opmærksom på, at tallene ikke direkte kan anvendes til at forudsige ændringer af miljøpåvirkninger i hele affaldssystemet, som beskrevet for Scenarium 1: Biovækst-ideal, da de blev beregnet ud fra 1 ton dagrenovation og ikke som her på basis af 1 ton bioaffald.

Tabel 4.12. Følsomhedsanalyse for Biovækstanlægget ved behandling af bioaffald eksklusiv udbringning af kompost. Tallene angiver ændring af potentiel miljøpåvirkning (mPE/ton bioaffald) ved mindskning af procesparametre med 10 % i forhold til livscyklusopgørelsen (tabel 3.15). Kun ændringer på mere end 0,001 mPE er medtaget.

	Drivhus effekt	For-suring	Næ-rings-saltbe.	Foto-kemisk smog	Økotoksicitet		Humantoksicitet		
					Vand	Jord	Luft	Vand	Jord
Energi-forbrug:									
Varme og elektricitet	-0,174	-0,048	-0,038	-0,004	-0,010		-0,001	-0,013	-0,112
Dieselolie	-0,035	-0,024	-0,026	-0,017	-0,255	-0,010	-0,053	-0,003	-2,276
Energi-produktion:									
#Elektricitet	2,112	0,412	0,417	-0,160	-0,071	-0,001	0,001	0,306	0,784
Metan-potentiale	4,088	1,130	0,908	-0,013	0,114	0,001	0,017	0,833	2,270
Emissioner: gasmotor									
NO _x		-0,056	-0,067				-0,001		-0,137
CO	-0,029			-0,202			-0,002		
N ₂ O	-0,005								
SO ₂		-0,056							
Emissioner: kom-postering									
CH ₄	-0,286			-0,030					
Samlet N-tab	-0,525	-0,378	-0,455				-0,001		
N ₂ O	-0,525						-0,001		
Biofilter-effektivitet		18,527	22,307						

#Varmeproduktionen sættes tilsvarende op, således at den samlede energieffektivitet ikke ændredes.

I Tabel 4.13 er vist følsomhedsanalyser for udbringning af kompost på landbrugsjord. For påvirkningskategorien drivhuseffekt var lattergasemission og kulstofsekvestring af betydning, for næringssaltbelastning og ødelagt grundvand havde afløb af nitrat med overfladevand størst betydning. Disse procesparametre blev beregnet vha. agro-økosystemmodellen DAISY, og resultaterne understreger værdien af gode data for disse processer. I afsnit 4.4.3 diskuteredes betydningen af velunderbyggede data med henvisning til en ekstern proces som benyttedes i forbindelse med kompostanvendelsens P-substitutionen. Dette er angivet i tabellen under ”Substitution af P-gødning”. Der blev

her foretaget en følsomhedsberegning ved at nedskrive det forhindrede fosfatafløb til overfladevand med 10 %, hvilket resulterede i en betragtelig forøgelse af den potentielle nærings saltbelastning.

Tabel 4.13. Følsomhedsanalyse for udbringning af kompost. Tallene angiver ændring af potentiel miljøpåvirkning (mPE/ton kompost) ved mindskning af procesparametre med 10 % i forhold til livscyklusopgørelsen (tabel 3.16). Kun ændringer på mere end 0,001 mPE er medtaget.

	Drivhus-effekt	Forsuring	Nærings-saltbe.	Fotokemisk smog	Ødelagt grundvand	Økotoksicitet		Human-toksicitet	
						Vand	Jord	Luft	Jord
Energi-forbrug									
Dieselolie	-0,021	-0,015	-0,016	-0,010		-0,153	-0,006	-1,364	-0,002
Emissioner									
NH ₃		-0,071	-0,085						
N ₂ O	-0,828								
NO ₃ overfladevand			-3,292						
NO ₃ grundvand					-5,713				
Kulstof-sekvestring	1,358								
^a Substitution af P-gødning			5,959						

^aHerved menes et fald i forhindret fosfatafløb til overfladevand - se afsnit 4.4.3 og tabel 4.11.

Der blev foretaget følsomhedsanalyser for samtlige processpecifikke parametre, som var indeholdt i EASEWASTE-modelleringen af I/S Vestforbrændings forbrændingsanlæg i Glostrup (tabel 4.14). Da det var tale om processpecifikke parametre, blev de potentielle miljøpåvirkninger angivet per ton uspecificeret affald. Det ses, at elforbrug og elproduktion var langt de mest betydningsfulde parametre i forhold til potentiel drivhuseffekt. Et fald i elforbruget med 10 % resulterede således i en forbedring af den potentielle drivhuseffekt med -1,150 mPE/ ton affald. Et fald i elproduktionen på 10 % resulterer derimod i en potentiel forøgelse af drivhuseffekten med over 5 mPE/ ton affald.

For forsuring og nærings saltberigelse var det næsten udelukkende NO_x-emissionerne, som havde betydning, hvorimod bidraget fra SO₂ var lavt. De processpecifikke emissioner, som havde størst betydning for de toksiske påvirkningskategorier, var dioxin og kobber, hvor en nedsættelse af emissionerne med 10 % ville resultere i en mindskning i potentiel økotoksicitet i vand.

Tabel 4.14. Følsomhedsanalyse for I/S Vestforbrænding i Glostrup ved forbrænding af restaffald. Tallene angiver ændring af potentiel miljøpåvirkning (mPE/ton affald) ved mindskning af procesparametre med 10 % i forhold til livscyklusopgørelsen (tabel 3.22). Kun ændringer på mere end 0,001 mPE er medtaget.

	Drivhus effekt	For-suring	Næring -saltbe.	Foto-kemisk smog	Økotoksicitet		Humantoksicitet		
					Vand	Jord	Luft	Vand	Jord
Energi-forbrug:									
Elektricitet	-1,150	-0,304	-0,256	-0,004	-0,008		-0,004	-0,210	-0,587
Diesellole	-0,011	-0,002	-0,001	-0,003	-0,075			-0,001	-0,007
Naturgas	-0,057	-0,003	-0,003	-0,001	-0,002				-0,003
Hjælpe-stoffer									
NaOH	-0,284	-0,236	-0,093	-0,006	-0,017	0,001	-0,008	-0,076	-0,533
CaCO ₃									
NH ₃	-0,029	-0,009	-0,009	-0,005					-0,007
Ca(OH) ₂	-0,014	-0,003	-0,001					-0,001	-0,002
Energi-produktion:									
#Elektricitet	5.045	1.349	1.125	0.019	0.013		0.016	0.928	2.577
Proces-specifikke emissioner: Luft									
Sb					-0,001			-0,001	-0,071
HCl		-0,013							
Sn									
CO	-0,001			-0,005					
Tl								-0,008	-0,003
NO _x		-1,012	-1,214				-0,015		-2,469
V									
HF		-0,002							
Dioxin					-0,109			-0,299	-0,008
SO ₂		-0,018							
Co	-0,008			-0,053					
Proces-specifikke emissioner: Ferskvand									
Mo					-0,051				
As									
Mn									
Zn					-0,001				
Si									
Mg									
Ba									

Cd					-0,002				
Ca									
Cu					-0,888			-0,008	
CL-									
Ni									
Se					-0,008				
Fe					-0,001				
Pb									
Hg								-0,004	-0,001
F-									
Cr					-0,001				
Sb					-0,006			-0,007	
Co									
Mo					-0,051				
Proces- specifikke emissioner: Marine									
Cd					-0,004			-0,001	
Cu									
Zn									
Ni					-0,001				
Pb									
Cr									
Hg								-0,009	-0,003

#Varmeproduktionen sættes tilsvarende op, således at den samlede energieffektivitet ikke ændredes.

4.6 Analysens konsistens og fuldstændighed

Ved udførelse af en livscyklusvurdering, som anvendes til at drage sammenlignende konklusioner om alternative systemer, kræves det, at analysen er konsistent, dvs. at forudsætninger, metoder, evalueringsmodeller og data bliver anvendt på samme måde gennem hele livscyklusopgørelsen. Dette gælder for hele livscyklusforløbet i det enkelte system, men i lige så høj grad for parallelle systemer, som skal sammenlignes – her er det essentielt at behandle systemerne ens for at opnå troværdige resultater.

Nærværende projekt er med hensyn til forudsætninger, metoder og brug af livscyklusmodeller konsistent som beskrevet i afsnit 2.2.7. Derimod var der visse forbehold, når der drejede sig om datakilder i de to hovedsystemer, dvs. Biovækstanlægget og I/S Vestforbrænding. Som beskrevet i kapitel 3 byggede modelleringen af Biovækstanlægget i EASEWASTE til dels på målte værdier mht. indkommet affald og produceret kompost, dels på litteraturværdier og andre antagelser om nedbrydningseffektivitet og størrelsen af emissioner i forbindelse med anlæggets drift. Dette står til en vis grad i modsætning til beskrivelsen af I/S Vestforbrænding, hvor datagrundlaget næsten udelukkende byggede på målte værdier. Der var dog også enkelte undtagelser i forbindelse med Vestforbrændings livscyklusopgørelse; f.eks. byggede måling af emissioner på analysemetoder, der kan lede til underestimering af indholdet af metal i affaldet. Resultaterne blev efterfølgende korrigeret for dette forhold, og analyserne bør derfor alligevel for være repræsentative for de reelle værdier.

Den her beskrevne inkonsistens, som skyldes et uens datagrundlag, var det ikke muligt at undgå, men der bliver overalt i rapporten, hvor det er skønnet nødvendigt, gjort opmærksom på forholdet. Det fremgår således klart af rapporten, at konklusionerne fremføres med større vægt, når det drejer sig om forbrændingsanlægget, end når det drejer sig om Biovækstanlægget. Der gøres ligeledes opmærksom på konsekvenserne af dette mht. at drage generelle konklusioner om de to teknologiers miljøpåvirkninger i forhold til hinanden.

Ifølge ISO-standarder skal livscyklusvurderingen være fuldstændig, dvs. data fra alle faser af affaldsbehandlingen skal være tilgængelige og skal benyttes ved beregning af resultater og ved dragnings af konklusioner. Som beskrevet i kapitel 2 indgik hele affaldsprocessen, fra generering hos forbrugerne til slutdisponering på behandlingsanlæggene, i beskrivelsen af de enkelte livscyklusopgørelser. Der blev derfor ikke udeladt nogen væsentlige informationer, som kunne forandre analysens resultater og konklusioner. I de få tilfælde, hvor der blev foretaget udeladelser, f.eks. ved ikke at indregne Biovækstanlæggets forbrug af strukturmateriale i livscyklusvurderingen, blev der gjort rede for rationalet for denne beslutning, samt argumenteret for, at det ikke havde betydning for undersøgelsens konklusioner.

5 Konklusioner

Projektet omhandlede den samlede håndtering af dagrenovation i syv nordsjællandske kommuner baseret på data fra 2005, hvor kommunernes 95.495 fastboende personer genererede 28.455 ton dagrenovation. Der udførtes i projektet en indledende livscyklusopgørelse af indsamling, transport og behandlingssystemer, som derefter dannede grundlag for en vurdering af potentielle miljøpåvirkninger fra forskellige scenarier.

Vi gør indledningsvis opmærksom på, at nedenstående konklusioner er meget afhængige af specifikke værdier for nøgleprocesparametre ved den anvendte teknologi, f.eks. med hensyn til udnyttelse af metanpotentialet for Biovækstanlægget og størrelsen af elproduktion og NO_x-emission fra forbrændingsanlægget. Man bør derfor være forsigtig med at drage mere generelle konklusioner om fordele og ulemper ved biologisk behandling i forhold til affaldsforbrænding på baggrund af dette projekt.

Opgørelse af papiraffald fra en henteordning i Jægerspris oversteg langt potentialet ifølge Miljøstyrelsens estimater og gav derfor anledning til at korrigere den anvendte affaldssammensætning. Vi har i dette projekt beregnet, at énfamiliehusstande og flerfamiliehusstande i projektets geografiske område producerede hhv. 197 og 145 kg genbrugspapiraffald per år.

Det samlede papirpotentiale i de syv kommuner beregnedes til 7.469 ton/år; det indsamlede genbrugseguede papir svarede til 49 % heraf. Det indsamlede bioaffald, dvs. organisk kildesorteret dagrenovation (KOD) fra husstandene minus sigteresten fra eftersorteringen på sorteringsanlægget i Frederikssund, udgjorde 46,9 % af potentialet.

Grundlaget for at opstille en LCI for I/S Vestforbrænding var meget velbeskrevet, og datakvaliteten var acceptabel i modsætning til datakvaliteten for Biovækstanlægget. Pga. utilstrækkeligt datagrundlag for dette anlæg var det ikke muligt at opgøre miljøpåvirkningerne fra det eksisterende behandlingssystem. Der blev i stedet opstillet et Scenarium 1: Biovækst-ideal med optimale procesværdier. På baggrund af litteraturværdier blev det estimeret, at Biovækstanlægget maksimalt kunne producere 74,8 Nm³ metan per ton bioaffald svarende til 70 % af metanpotentialet i batch-forsøg.

For de ikke-toksiske påvirkningskategorier stod behandlingsdelen for langt den største del af bidraget til miljøpåvirkningerne - for drivhuseffekt, forsuring og nærings saltbelastning udgjorde indsamling og transport mindre end 20 % af den samlede miljøpåvirkning. For de toksiske påvirkningskategorier udgjorde bidrag fra indsamling og transport en væsentlig større andel.

De potentielle miljøpåvirkninger fra Scenarium 1: Biovækst-ideal var mindre end fra Scenarium 2: Forbrænding mht. drivhuseffekt, forsuring og nærings saltbelastning. Fotokemisk smogdannelse var marginalt mindre fra Scenarium 2, og Scenarium 1 havde størst potentiel miljøpåvirkning fra påvirkningskategorien ødelagt grundvand.

Vi gør opmærksom på, at de potentielle miljøpåvirkninger ikke kan sammenlignes på tværs af påvirkningskategorierne. Man kan derfor ikke, ved at optælle i hvor mange kategorier ét alternativ er bedre end et andet, afgøre hvilket alternativ, der overordnet er bedst. Når forskellige potentielle påvirkningskategorier i rapporten er afbildet i samme figur, er der derfor ikke tale om en implicit vægtning af resultaterne, men det er udelukkende gjort for at lette overblikket for læseren.

Mht. de toksiske påvirkningskategorier var der forholdsvis stor lighed mellem Scenarium 1 og 2 for alle påvirkningskategorier undtagen potentiel humantoksicitet via jord. Her gav en mængde jernholdigt kattegrus i komposten fra Biovækstanlægget sig udslag i en meget høj potentiel humantoksicitet i Scenarium 1. Vi gør dog opmærksom på, at der er visse problemer med hensyn til denne påvirkningskategori og anbefaler, at kommunerne undlader at lade resultaterne fra denne påvirkningskategori indgå i beslutningsgrundlaget.

Scenarium 3 og 4, som beskrev hhv. biologisk behandling og forbrænding kombineret med en henteordning for papiraffald, udviste begge samme relative placering af påvirkningskategorierne som Scenarium 1 og 2. Desuden var alle ikke-toksiske potentielle miljøeffekter mindre i de to papirindsamlings-scenarier. Det kan derfor konkluderes, at under de givne antagelser om oparbejdning af papiraffaldet, og hvilken primærproduktion det erstatter, vil papirindsamling være en miljømæssig fordel i det undersøgte affaldssystem, uanset om dagrenovationen behandles biologisk eller ej.

Der blev modelleret et antal sub-optimale scenarier med Biovækstanlægget, hvor der blev anvendt nedjusterede værdier for procesparametre i forhold til scenarium 1. Et ”worst case”-scenarium med lav udnyttelse af metanpotentialet, lav udnyttelse af varmeproduktion, lav effektivitet af biofilter samt høj NO_x-emission resulterede i højere potentielle miljøpåvirkninger end Scenarium 2: Forbrænding mht. forsurening, nærings saltbelastning, smogdannelse og ødelagt grundvand, men var dog stadig bedre mht. potentiel drivhuseffekt.

Mht. udnyttelse af metanpotentialet på Biovækstanlægget viste modelleringerne, at break-even i forhold til potentiel drivhuseffekt lå ved ca. 33 %, dvs. ved at benytte denne udnyttelsesgrad i Scenarium 1 (i stedet for 70 %) var drivhuseffekten af samme størrelse i Scenarium 1 og 2.

Ved direkte sammenligning mellem biologisk behandling og affaldsforbrænding ved at modellere behandling af 1 ton kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) på hhv. Biovækstanlægget og I/S Vestforbrænding, sås samme resultat som i de oprindelige scenarier. Biologisk behandling af 1 ton kildesorteret organisk dagrenovation gav anledning til lavere potentielle miljøeffekter mht. drivhuseffekt, forsurening og nærings saltberigelse, smogdannelse var praktisk taget ens, og ødelagt grundvand forekom kun ved biologisk behandling.

En nærmere undersøgelse af de potentielle miljøeffekter ved behandling af 1 ton kildesorteret organisk dagrenovation på hhv. Biovækstanlægget og I/S Vestforbrænding

fordelt på emissioner og substitutioner viste, at elvirkningsgrad og elforbrug havde relativ stor betydning for den potentielle drivhuseffekt. For næringssaltbelastning gjorde det forhold sig gældende, at Biovækstanlæggets lave miljøpåvirkning i denne påvirkningskategori skyldtes anvendelse af data i EASEWASTE-databasen for P-substitution, som ikke lod sig verificere.

Følsomhedsanalyser identificerede de mest betydningsfulde procesparametre som havde indvirkning på miljøpåvirkningerne i forbindelse med de forskellige teknologier. For Biovækstanlægget resulterede ændring i udnyttelsen af metanpotentialet samt biofiltrets effektivitet i den største ændring i miljøpåvirkning. For forbrændingsanlægget var de mest betydningsfulde procesparametre elproduktion, NO_x-emission samt Hg-emission.

6 Referencer

Audsley, E., Alber, S., Clift, R., Cowell, S., Crettaz, P., Gaillard, G., Hausheer, J., Jolliet, O., Kleijn, R., Mortensen, B., Pearce, D., Roger, E., Teulon, H., Weidema, B. & Zeijts, H.v. (1997) Harmonization of environmental life cycle assessment for agriculture. AIR3-CT94-2028, Community Research and Technological Development Programme, European Commission DG VI Agriculture, Brussels

BAT No.7 (2000) Production of NPK Fertilizers by the Nitrophosphate Route, Best Available Techniques for Pollution Prevention and Control in the European Fertilizer Industry. EFMA – European Fertilizer Manufacturers' Association, Ave. E Van Nieuwenhuysse 4, B-1160 Brussels, Belgium.

Behnke, K. (2006) Notat om deklaration af fremtidigt elforbrug. Energinet.dk.

Bruun, S., Hansen, T.H., Christensen, T.H., Magid, J. & Jensen, L.S. (2006) Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land – a scenario analysis. *Environmental Modeling and Assessment* 11: 251-265.

Chung, Ying-Chien. (2007) Evaluation of gas removal and bacterial community diversity in a biofilter developed to treat composting exhaust gases. *Journal of Hazardous Materials* 144: 377–385.

Davidsson, S.A., Gruvberger, C., Christensen, T.H., Hansen, T.L. & Jes la Cour Jansen. (2007) Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management* 27: 406–414.

Davis, J. & Haglund, C. (1999) Life Cycle Inventory (LCI) of fertilizer production, Fertilizer products used in Sweden and Western Europe. Master thesis, Chalmers University of Technology, Sweden.

Frees, N., Søs Hansen, M., Mørck Ottosen, L., Tønning, K., & Wenzel, H. (2005) Miljømæssige forhold ved genanvendelse af papir og pap: opdatering af vidensgrundlaget. Miljøprojekt Nr. 1057, Miljøstyrelsen.

Gloria, T.P, Russell, A.J, Atherton J.J, Baker, S.R. & Cook, M. (2006) Ecological Toxicity Methods and Metals: An examination of two case studies. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11: 26–33.

Hansen, T.L. (2004) Bilagsrapport 6: Bioforgasning og anvendelse af biomasse fra kildesorteret organisk dagrenovation i Århus. LCI for Århus Biogasanlæg, transport og anvendelse af afgasset biomasse.

Hansen, T.L., Christensen, T.H. & Schmidt, S. (2006) Environmental modeling of use of treated organic waste on agricultural land: a comparison of existing models for life cycle assessment of waste systems. *Waste Management and Research* 24: 141-152.

Hazewinkel, J.H.O. (1992) 'Energiekengetallen in relatie tot preventie en hergebruik van afvalstromen - Deelrapport: Fosfaatkunstmest'. In: van Heijningen, R.J.J., de Castro, J.F.M., Worrell E. & Hazewinkel J.H.O (eds.) *Meer energiekengetallen in relatie tot preventie en hergebruik van afvalstromen*. Van Heijningen Energie- en Milieuvadvis, Amersfoort / Castro Consulting Engineer, Amersfoort / Rijksuniversiteit Utrecht, Vakgroep NW&S / Milieu Adviesbureau INFOPLAN, Delft.

Hoogenkamp, A.W.H.M. (1992) Produktie van fosfaatmeststoffen. Samenwerkingsproject Projectbeschrijvingen Industrie Nederland.

IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (2006) Chapter 4: Biological Treatment of Solid Waste.

Kirkeby, J.T., Birgisdóttir, H., Hansen, T.L., Christensen, T.H., Bhandar, G.S. & Hauschild, M.Z. (2006) Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. *Waste Management and Research* 24: 3-15.

Kjellberg, K., Carlsbæk, M., Lillelund, J., Brøgger, M., Henriksen, K. & Poulsen, T. (2005) Kombineret bioforgasning og kompostering af kildesorteret organisk dagrenovation i batch-anlæg. Miljøprojekt nr. 1002. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Nielsen, M. & Illerup, J.B. (2003) Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme. Eltra PSO projekt 3141: Kortlægning af emissioner fra decentrale kraftvarmeværker. Delrapport 6. Faglig rapport fra DMU nr. 442.

Nielsen, M. & Illerup, J.B. (2006) Danish emission inventories for stationary combustion plants. Inventories until year 2003. Research Notes from NERI No. 229.

Petersen, C & Domela, I. (2003) Sammensætning af dagrenovation og ordninger for hjemmekompostering. Miljøprojekt nr. 868, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen

Petersen, O.K. & Petersen, C. (1999) Kortlægning af papirpotentialer i kommunerne. Miljøprojekt nr. 490. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Stranddorf, H.K., Hoffmann, L. & Schmidt, A. (2005) Impact categories, normalisation and weighting in LCA. Environmental News No. 78. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Wenzel, H; Hauschild, M. & Alting, L. (1997). Environmental Assessment of Products. Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development. Kluwer Academic Publishers.

Bilag 1: Kritisk gennemlæsning af rapporten

Kritisk gennemlæsning af rapporten ”LCA af dagrenovationssystemet i syv
nordsjællandske kommuner”

Version 4. november 2007

Kim Christiansen

Dansk Standard
Sagsnummer 104575-01

1. Introduktion

Kim Christiansen (Dansk Standard) har gennemført en kritisk gennemgang for I/S Vestforbrænding af afrapporteringen ”LCA af dagrenovationssystemet i syv nordsjællandske kommuner” udarbejdet af Jacob Møller og Thomas Højlund Christensen, Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.

Den kritiske gennemgang er gennemført i august 2007 baseret på det fremsendte udkast til rapport med tilhørende bilagsrapport samt i oktober 2007 med udgangspunkt i kommentarerne fra forfatterne til den første kritiske gennemgang samt den fremsendte reviderede rapport dateret 2007-10-02.

Tilføjelser nedenfor med *kursiv* viser svarene fra rapportens forfattere på de af Kim Christiansen rejste spørgsmål til den første (august 2007) version af rapporten

Kravene til en kritisk gennemgang er beskrevet i ISO standarden for livscyklusvurderinger, ISO 14044¹. Den kritiske gennemgang skal sikre, at:

- metoderne anvendt til at udføre livscyklusvurderingen er i overensstemmelse med denne internationale standard
- metoderne anvendt til at udføre livscyklusvurderingen er videnskabeligt og teknisk gyldige
- de anvendte data er hensigtsmæssige og fornuftige i forhold til vurderingsformål
- fortolkningerne afspejler de identificerede begrænsninger og vurderingsformål
- vurderingsrapporten er gennemsigtig og konsekvent

Afgrænsningen og den ønskede type kritisk gennemgang skal defineres ved afgrænsningen af en livscyklusvurdering (LCA) og beslutningen om, hvilken type kritisk gennemgang der skal vælges, skal registreres. Rapporten anfører på forsiden, at den skal betragtes som et internt dokument, da der ikke er foretaget en kritisk gennemgang. I den endelige udgave kan der tilføjes et afsnit 1.1.3, som redegør for den gennemførte kritiske gennemgang. Herved er det formelle krav opfyldt. (*Der er tilføjet et nyt afsnit 1.1.3 ”Kritisk gennemgang af rapporten”, hvor rationalet for ikke at lade et eksternt panel stå for gennemgangen er beskrevet.*)

¹ ISO standarderne for livscyklusvurdering blev revideret og vedtaget i 2006. De er p.t. under oversættelse hos Dansk Standard, og udkast hertil er anvendt i de anførte citater.
ISO 14040:2006 Miljøledelse – Livscyklusvurdering – Principper og opbygning
ISO 14044:2006 Miljøledelse – Livscyklusvurdering – Krav og retningslinier

Mere afgørende er det dog, at rapporten indeholder sammenlignende vurdering af to hoved-scenarier, hvilket betyder øgede krav til de anvendte metoder og afrapportering. Dette fremgår af afsnit 2 nedenfor.

Formålet med den gennemførte kritiske gennemgang har derfor været at sikre, at de foretagne systemafgrænsninger, valg af datakilder og valg af beregningsmetoder er sket på et fornuftigt og for problemstillingen relevant grundlag og at vurdere, om de fremkomne resultater og konklusioner er konsistente og troværdige i forhold til både problemstilling og de anvendte metoder indenfor livscyklusvurdering. Dette formål er i overensstemmelse med kravene i ISO 14044 til selve livscyklusvurderingen, men ikke fyldestgørende i forhold til standardens krav til den kritiske gennemgang.

Kommentar til de gennemførte rettelser i den reviderede rapport dateret 2007-10-02:

Forfatterne har taget anbefalingerne fra den kritiske gennemgang til efterretning på yderst tilfredsstillende måde. Der er også foretaget præciseringer i teksten af egen drift. Der er ikke yderligere kommentarer bortset til spørgsmålet om allokering (se side 20). Der er givet forslag til en løsning.

Procedure for den kritiske gennemgang:

Den kritiske gennemgang er udført ved en systematisk gennemlæsning af det fremsendte rapportudkast suppleret med opslag i andre livscyklusvurderinger af relevans for emnet, LCA-databaser m.m. for kontrol af data. Endvidere er der foretaget en række stikprøvevise kontrolberegninger. Som annex til den kritiske gennemgang er medtaget den anvendte tjekliste for kritisk gennemgang af LCA rapporter udarbejdet for Miljøstyrelsen; tjeklisten er baseret på de oprindelige udgaver af ISO-standarderne (ISO 14040-serien) og ikke opdateret til de revideres ISO-standarder 14040 og 14044. Selve den kritiske gennemgang følger dog kravene i de reviderede standarder.

Den kritiske gennemgang er udført af én person – en ekstern LCA-ekspert – svarende til afsnit 6.2 i ISO 14044. Standarden anfører imidlertid følgende krav:

For at reducere sandsynligheden for misforståelser eller negativ indvirkning på eksterne interessenter, skal et interessentpanel udføre kritiske gennemgange af livscyklusvurderinger, hvor resultaterne påtænkes anvendt til at understøtte en sammenlignende påstand, som er beregnet til offentliggørelse.

ISO 14044 giver i afsnit 6.3 yderligere anbefalinger til, hvorledes en kritisk gennemgang med et interessentpanel kan gennemføres.

2. Konklusion

Den foreliggende LCA er meget grundig og meget veldokumenteret. Både systemafgrænsninger, valg af datakilder og databehandling er generelt grundigt beskrevet. Antagelser er velbeskrevne og godt argumenteret. Rapporten er skrevet i et forståeligt sprog. Resuméet giver en dækkende sammenfatning af undersøgelsen, men argumentationen kan styrkes ved en tydeligere kvantificering af følsomhedsanalysen omkring datagrundlaget for scenarie 1. Den afsluttende sætning omkring forsigtighed ved generalisering af undersøgelsens resultater bør placeret først i resuméet. Der er ikke fundet væsentlige fejl eller kilder til fejl i forhold til den anvendte metode.

Undersøgelsens resultater er generelt i overensstemmelse med et tilsvarende nyligt afsluttet projekt for EU's fælles forskningscenter. Dette kunne med fordel omtales i resuméet.

Afsnit 4.6 bør omtales i resumeét. *(Der er tilføjet en henvisning til afsnit 4.6 under afsnittet om Kortlægning af livscyklus i resumeet).*

LCA'en opfylder imidlertid ikke alle krav i ISO 14004. Den væsentligste afvigelse omfatter anvendelsen af vægtning ved brugen af normaliseringspotentialer ved sammenligning af de to hovedscenarier, hvor rapporten ikke anfører, at

Vægtning, som beskrevet i 4.4.3.4, må ikke anvendes ved livscyklusvurderinger (LCA'er), som påtænkes anvendt i sammenlignende påstande, som er beregnet til offentliggørelse.

Det kan diskuteres, om kravet er tydeligt nok beskrevet i standarden, da præsentation af resultater i et diagram, hvor der implicit er anvendt en vægtning på 1:1:1 osv. ikke er direkte omtalt. Det anbefales derfor, at der indsættes en tekst herom i forbindelse med figurene. *(Dette er gjort, se vores kommentar til andet punkt på side 21).*

Tilsvarende bør en anden formulering omkring vægtning af ressourceforbrug i afsnit 2.2.7 anvendes. *(Mht. vægtning af ressourceforbruget er der tilføjet i parentes i sidste del af afsnit 2.2.7: "dette er dog ikke tilladt i projekter, som følger ISO-standard for sammenlignende LCA'er, som er beregnet til offentliggørelse")*

Det andet centrale krav til sammenlignende LCA'er er derimod opfyldt:

En analyse af resultater med hensyn til sensitivitet og usikkerhed, skal udføres ved vurderinger påtænkt anvendt i sammenlignende påstande, som er beregnet til offentliggørelse.

ISO 14044 stiller krav til LCA-rapporter generelt og yderligere krav til rapporter, som offentliggøres og herunder ekstra krav, hvis der indgår sammenlignende vurderinger (kapitel 5).

3. Kommentarer

Nedenfor følger en række mere detaljerede kommentarer og spørgsmål til rapporten. Sidetal refererer til den første version (august 2007) af rapporten. Tilføjelser nedenfor i parentes skrevet med *kursiv* viser svarene fra rapportens forfattere. Tekst med **fed** viser Kim Christiansens konklusion på baggrund af forfatternes rettelser.

Forside Ressources -> Ressourcer (*rettet*)

Side 4 livscyklusanalyse -> livscyklusvurdering (det gælder hele rapporten) (*rettet*)

ISO 14044 giver ikke principper for sammenlignende livscyklusvurderinger, men stiller krav til afrapportering af sådanne (*rettet*)

Den nedenfor anførte begrundelse anskueliggør, at flere interessenter omkring rapporten har været inddraget i løbende diskussioner af rapportens antagelser, beregninger og resultater; selvom de formelle krav om udpegning af en uafhængig formand for panelet ikke er opfyldt, må den valgte fremgangsmåde vurderes at opfylde hensigten med kravene i ISO 14044

(Det følgende afsnit 1.1.3 "Kritisk gennemgang af rapporten" er tilføjet på side 11: "Livscyklusvurderingen som beskrives i rapporten, er udført i overensstemmelse med ISO-standard 14044. Afrapporteringen er desuden sket i overensstemmelse med ISO-standardens krav til sammenlignende livscyklusvurderinger, som er beregnet til offentliggørelse, dog med den undtagelse, at den kritiske gennemgang ikke er udført af et interessentpanel, men af en uafhængig LCA-ekspert iflg. ISO-standardens afsnit 6.3.

Begrundelsen for dette er, at to af de væsentligste interessenter, I/S Vestforbrænding og Solum A/S har været kraftigt involveret i hele projektførelsen, og dermed har haft mulighed for at påvirke processen løbende. Kommunernes interesser er blevet varetaget af I/S Vestforbrænding, som udover forbrænding af affald står for affaldsrådgivning af kommunerne i projektet. Ved møder i projektgruppen bestående af forfatterne af denne rapport og repræsentanter for I/S Vestforbrænding og Solum A/S blev datakvalitet, opstilling af scenarier samt resultater indgående diskuteret. Desuden har flere rapportudkast været til gennemsyn hos projektpartnerne. Forfatterne af denne rapport skønnede derfor, at det var hensigtsmæssigt at lade den kritiske gennemgang blive udført af en uafhængig LCA-ekspert i stedet for et panel.

Den kritiske gennemgang af rapporten blev udført af Kim Christiansen, Dansk Standard. Kommentarerne fra den kritiske gennemgang, samt hvorledes der

er taget højde for disse kommentarer i den endelige udformning af rapporten, kan findes i bilag 1.”).

Side 5 Konsekvenser af brugen af teoretisk beregnede optimale værdier for biogasproduktion og andre procesparametre er behandlet i afsnit 3.2. Dette bør anføres i resuméet. *(Der er tilføjet en henvisning til afsnit 3.2.3 i rapporten)* Den medtagne begrundelse for valget er OK. *(Resumeet er skrevet om med kommentarerne til side 5 til 9 in mente).*

(Vi gør opmærksom på én rettelse, som vi har indført af egen drift. På side 9 andet afsnit står der: ” For de toksiske påvirkningskategorier havde emissioner af kviksølv, kobber og dioxin væsentlig betydning for forbrændingsanlæggets miljøpåvirkninger.” Denne sætning er ikke helt korrekt formuleret, idet størrelsen af kviksølvemission fra forbrændingsanlægget implicit ligestilles med dioxin og kobber. Vi har ændret sætningen til: ” For de toksiske påvirkningskategorier havde emissioner af kviksølv væsentligst betydning for forbrændingsanlæggets miljøpåvirkninger. Dioxin- og kobberemissioner havde betydelig mindre indflydelse.”)

Side 6 Reference for UMIP-metoden bør anføres i resuméet fx som fodnote. *(Referencen Wenzel, 1997 er tilføjet som fodnote)*

Environmnetal -> Environmental *(rettet)*

Technolgies -> Technologies *(rettet)*

Definitioner af materialeleganvendelse, energiudnyttelse og materialeudnyttelse bør anføres fx i fodnote eller med henvisning til side i rapporten *(Der er henvist til afsnit 2.2.7)*

Det metodemæssige grundlag for kreditering bør kort omtales i resuméet fx med en fodnote eller en reference. ISO 14040 omtaler i annex attributional og consequential LCA¹, som to væsensforskellige tilgange. Dette omtales ikke i resuméet, men dette valg er afgørende for resultaterne af en LCA på affaldshåndtering. Brugen af systemudvidelse, som er centralt for consequential LCA, svarer metodemæssigt til kreditering. Brugen af marginale procesdata i stedet for gennemsnitsdata er tilsvarende af central betydning, men dette omtales ikke her.

(Følgende afsnit er tilføjet i resumeet og først i afsnit 2.2.1: ” Livscyklusvurderingen blev udført som en såkaldt konsekvens-LCA, hvor miljøkonsekvenser af at ændre systemet, i dette tilfælde bl.a. at nedlægge den separate indsamling af KOD og i stedet at forbrænde det organiske affald, blev opgjort. Vigtigt for konsekvens-LCA er ligeledes benyttelse af marginale

¹ De engelske betegnelser bruges her, da den danske oversættelse ikke er afklaret; typisk bruges betegnelserne gennemsnits-LCA og konsekvens-LCA.

procesdata, dvs. data for de reelle processer, som påvirkes af systemet i stedet for gennemsnitsværdier. Der er derfor i nærværende projekt benyttet marginale procesdata, hvor det har været muligt.”).

Side 7 Der er ikke anført usikkerheder på de anførte værdier for affaldsmængder. Ved sammenlignende vurderinger er det væsentligt, at læseren får indtryk af de grundlæggende usikkerheder for at kunne vurdere, om der reelt er forskelle på scenarierne. *(Der er anført i resumeet, at affaldsmængderne bygger på indvejningsstatistikker fra Vestforbrænding og soeteringsanlægget i Frederikssund. Vi mener ikke, at affaldsmængderne er afgørende for den relative placering af de undersøgte scenarier, men de har selvfølgelig betydning for de absolutte forskelle mellem scenarierne)* Det anføres i sammenligningen, at forskellene er større end 10%; er dette et udtryk for metodens signifikansniveau? *(Nej, der er ikke udtryk for signifikansniveauet i statistisk forstand – vi har slettet ”10 %” her og i det følgende).*

Resultaterne er generelt i overensstemmelse med den af Weidema et al. gennemførte LCA på affaldsbehandling i Krakow og på Malta (se fx indlæg ved ISWA 2006). Weidema et al. har anvendt en anden metode til LCA'en, men samme teknologi for ”biovækst-ideal”, hvilket styrker robustheden af de aktuelle resultater af begge undersøgelser. *(Som vi opfatter situationen, er der en kontrovers mellem EU og forfatterne til ISWA-indlægget angående ISWA-indlæggets bagvedliggende rapport, og da vi ikke fra ISWA-indlægget alene kan se, hvilke data som ligger til grund for bedømmelsen af Biovækstanlægget, vælger vi ikke at benytte denne reference.)*

Side 8 De anvendte sub-optimale scenarier bør kvantificeres i resuméet; hvor meget blev værdierne nedjusteret (!) og hvor mange % er resultaterne ændret – det fremgår delvist på side 9. *(Værdierne er tilføjet i resumeet)* En sådan følsomhedsanalyse er i overensstemmelse med kravene i ISO 14044, men bør omtales tidligere i resuméet.

Side 9 Der mangler et punktum efter første afsnit. *(rettet)*

Side 14 Begrundelse for valg af optimale værdier for nøgleprocesser mangler; hvis der ønskes en realistisk referencesituation, burde der vælges både ikke-optimale værdier og optimale svarende til et interval af worst-best case. *(I afsnit 4.3 ”Potentielle miljøpåvirkninger fra sub-optimale scenarier” er mere ”realistiske” procesværdier for Biovæksanlægget beskrevet, og der er modelleret worst-best cases.)*

parameter -> parametre *(rettet)*

- Side 15 Hvorfor bruges betegnelsen ”livscyklusanalyse” i overskriften og ”livscyklusvurdering” i teksten? (*”livscyklusanalyse” er overalt i rapporten rettet til ”livscyklusvurdering”*)
- Side 17 Claus Petersen har lavet en nyere sorteringsanalyse for R98 m.fl. i 2005, som blev afrapporteret i 2006. Er der væsentlige forskelle i sammensætning af affald og de enkelte fraktioner? (udover for papir). (*Data i Claus Petersens rapport er ikke væsensforskellige fra den affaldssammensætning, vi har benyttet. Data er dog ikke direkte sammenlignelige, da Claus Petersens rapport omhandler København og Frederiksberg, hvor borgerne pga. frit valg af affaldsbeholderstørrelse efterlader en større mængde affald til afhentning end landsgennemsnittet, hvilket sandsynligvis også påvirker affaldssammensætningen.*)
- Side 19 detaljeringsgrad -> detaljeringsgrad (*rettet*)
- Side 20 energifirbrug -> energiforbrug (*rettet*)
- allokationer -> allokeringer (*rettet*)

Allokering ift. behandling af andre affaldstyper baseret på masse giver ingen mening, da den kemiske sammensætning er forskellig. Allokering ift. andre kommuner er ikke nødvendig, da der regnes som gennemsnit pr. ton affald. (*Forbrændingsanlæggets energiforbrug og energieffektivitet er beregnet på baggrund af årsopgørelse, som også inkluderer erhvervsaffald. Mht. Biovækstanlægget beregner vi mængden af kompost, tabel 3.12, på baggrund af forholdet mellem affald fra de 7 kommuner og resten. Mht. emissioner fra komposteringsanlægget, f.eks. i forbindelse med sortering og el- og varmforsøg, er de ligeledes beregnet på baggrund af årsforbrug, som så divideres med totalmængden af affald, altså en implicit allokering på massebasis – men det fremgår måske ikke helt tydeligt af teksten; har du forslag til forbedringer?)*

I kan jo anføre, at emissionerne ved affaldsbehandlingen er antaget at være uafhængig af affaldets sammensætning, da der ikke findes data for de enkelte fraktioner. Men det bør suppleres med en følsomhedsberegning, som viser, at denne antagelse ikke er afgørende for hovedresultatet. (*Vi har tilføjet det understregede til sætningen i afsnit 2.2.5: ”For alle tre behandlingsanlæg blev energiforbrug og de til energiforbruget hørende emissioner tilskrevet dagrenovationsaffaldet fra projektets kommuner ved at allokere på massebasis”. Vi anser energiforbruget i forbindelse med håndtering og behandling af affald i disse systemer som nogenlunde uafhængigt af typen af affald; derfor benyttes ovennævnte tilskrivningsmetode, som ikke har betydning for det samlede resultat af miljøvurderingen.*)

Er der lavet en følsomhedsanalyse på antagelsen om, at strukturmateriale ikke bidrager til biogasproduktionen? Antagelse om, at processerne i Biovækst-anlægget svarer til almindelig have- og parkaffaldskompostering bør begrundes bedre – helst med data fra litteraturen, som viser, at komposten fra et anlæg med accelereret aerob/anaerob behandling af bioaffald giver samme sammensætning af komposten, som en klassisk milekompostering af have- og parkaffald.

(I afsnit 2.2.6 er det nævnt, at strukturmaterialet består af neddelte have-parkaffald - denne oplysning er også tilføjet i afsnit 3.2. Afsnit 2.2.6. beskriver desuden rationalet for at udelade forbruget af strukturmateriale i LCA'en: Det er ikke bioaffaldet, som komposterer på samme måde som have-parkaffald – vi antager, at strukturmaterialet komposterer på samme måde, som have-parkaffald under milekompostering, og da vi antager, at milekompostering er den eneste alternativ behandling af strukturmaterialet/have-parkaffaldet i Danmark, behøver vi ikke inddrage alternative behandlinger af strukturmaterialet i scenarium 2 og 3).

Side 21 UMIP-metoden er opdateret til EDIP 2003 (se <http://www.lca-center.dk/cms/site.asp?p=2495>)

(Vi har benyttet UMIP (Wenzel, 1997) opdateret med normaliseringsreferencerne fra EDIP 2003. Da dette ikke fremgår klart af afsnit 2.2.7, har vi tilføjet til den første sætning i afsnittet: ”med opdaterede af normaliseringsreferencer for EU-15 lande ifølge EDIP 2003-metoden som beskrevet af Stranddorf et al. (2005)” Dette er også angivet i noten til tabel 2.3).

Normalisering uden vægtning er en implicit vægtning 1:1:1, når resultaterne af normaliseringen vises i det samme diagram. Det bør fremgå af teksten, at søjlerne ikke kan læses og tolkes sammen. *(Vi har tilføjet tekst om dette i resumeet, i afsnit 2.2.7, i indledningen til kapitel 4, i figurteksten i resumeet, i figur 4.1 og i konklusionsafsnittet.*

I resumeet står der i en fodnote: ”Vi gør opmærksom på, at de potentielle miljøpåvirkninger ikke kan sammenlignes på tværs af påvirkningskategorierne. Når forskellige potentielle påvirkningskategorier er afbildet i samme figur, er der derfor ikke tale om en implicit vægtning af resultaterne, men det er udelukkende gjort for at lette overblikket for læseren”. Der er desuden tilføjet til figurteksten: ” De potentielle miljøpåvirkninger kan ikke sammenlignes på tværs af påvirkningskategorierne”. Der er tilføjet et nyt afsnit i starten af kapitel 4, og der er indført en fodnote til figur 4.1, som gentager denne pointe.

I kapitel 5 ”Konklusioner” er der tilføjet et nyt afsnit efter afsnit fem, hvor der står : ” Vi gør opmærksom på, at de potentielle miljøpåvirkninger ikke

kan sammenlignes på tværs af påvirkningskategorierne. Man kan derfor ikke ved at optælle i hvor mange kategorier ét alternativ er bedre end et andet, afgøre hvilket alternativ, der overordnet er bedst. Når forskellige potentielle påvirkningskategorier i rapporten er afbildet i samme figur, er der derfor ikke tale om en implicit vægtning af resultaterne, men det er udelukkende gjort for at lette overblikket for læseren”).

)

- Side 25 Figurteksten indikerer, hvilke husstandstyper som er med i livscyklusvurderingen jvnf. side 26 og 27; det er lidt forvirrende, at sommerhuse ikke er med på side 26, men med på side 27! (*Sommerhuse og affald derfra er ikke med i undersøgelsen. Vi har slettet nogle overflødige linjer på side 27 og tilføjet: ”Denne mængde affald er ikke inkluderet i affaldsmængderne i denne rapport”.*)
- Side 28 hovedsaligt -> hovedsageligt (*rettet*)
- Side 31 Sumtal for de fire scenarier er ens for 1 og 4 og for 2 og 3; teksten forklarer ikke, hvor de 8207 tons KOD bliver af i den samlede mængde affald til behandling i scenarierne 2 og 3, som anføres nedenfor som 28.455 tons. Selvom der omregnes til pr. ton affald, bør dette forhold forklares. (*De 8207 t KOD fra husholdningerne bliver eftersorteret på sorteringsanlægget i hhv. 4936 t bioaffald til Biovækstanlægget og 3271 t restaffald til Vestforbrænding. Massebalancen i tabel 3.7 bliver derfor: Scenarium 1: 4936 t bioaffald+3660 t papir+219 t pap+1603 t glas+ 18036 t restaffald (inkl. restaffald fra sorteringsanlægget)=28454 t affald i alt. Scenarium 2: 3660 t papir+219 t pap+1603 t glas+ 22973 t restaffald=28455 t affald i alt.*)

Sammenlignes tal for de enkelte scenarier og fraktioner i tabel 3.7 med tilsvarende tal i bilag A i bilagsrapporten er der ikke fuld overensstemmelse; hvad skyldes det? (restaffald i 1 = 18036 (3.7) eller 14765+3070=17.835 (bilag A)) (bioaffald tilsvarende 4936 henholdsvis 5017) (*Tallene i Bilag A er modellerede vha. EASEWASTE, som benytter en affaldssammensætning, der jo ikke er målt direkte i projektet, men som repræsenterer en gennemsnitsaffaldssammensætning i Danmark. Desuden er der inkluderet anslåede fejlsorteringer mht. papirfraktionerne.*)

Tilsvarende udregnes sorteringseffektivitet mest korrekt pr. indbygger og ikke ud fra sumtal for kommuner med forskelle i indsamlingsmønstre. Det bør også forklares. 5% sorteringseffektivitet på en henteordning er meget lavt og måske helt misvisende. (*Vi har valgt at beregne sorteringseffektiviteter som beskrevet i afsnit 3.1.4. Sorteringseffektiviteterne bygger på affaldspotentialet per indbygger ganget med antallet af indbyggere fratrukket de faktiske indsamlede mængder. Når henteordningen for papir kun har en sorteringseffektivitet på 4,9 %, skyldes det, at kun ca. 1000 husstande i én kommune er tilsluttet. Samlet set er det derfor kun ca. 5 % af papirpotentialet,*

som indsamles vha. denne indsamlingsordning. I tabel 3.8 er overskriften "Procentvis fordeling af affaldsfraktioner på indsamlingsordninger..." for at gøre opmærksom på denne forskel.)

Side 32 Brændstofforbrug for transport kan findes i forskellige kilder (TEMA 2000, OMIT) (<http://www.lca-center.dk/cms/site.asp?p=362>) – hvorfor er disse ikke anvendt supplerende til de foretagne målinger? Den normale enhed er tonkm og ikke l/km x ton affald. Valg af anden enhed bør også forklares eller også bør enheden beskrives med en brøkstreg! (*Målingerne drejer sig kun om indsamlingsordningerne. Affaldsindsamling modelleres i EASEWASTE som dieselforbrug per ton affald, idet husstandstype og beholdertype anses for at være vigtigere end rutens længde. Ved transport forstås i EASEWASTE videre transport, f.eks. fra sorteringsanlæg til behandlingsanlæg. Som det fremgår af tabel 3.10, benytter vi EDIP-databasen til at beskrive emissionerne også for indsamlingerne. Vi har indført en brøkstreg i enheden for dieselforbrug ved transport: l/km/ton*)

En supplerende forklaring gives så af tabel 3.10, hvor der er valgt standardtransportprocesser i EDIP-databasen. Det kunne omtales side 32. (*Vi har tilføjet: "Det målte dieselforbrug og de anvendte standardtransportprocesser fra EDIP-databasen kan ses af tabel 3.10 og 11."*)

Side 39 En eller flere referencer til, at der efter 2½ år er indtrådt en steady-state tilstand, bør medtages. (*En sådan findes desværre ikke – det er et kvalificeret gæt fra Solums side. Vi har ændret sætningen på side 39 til: "På den måde antoges en steady-state situation at være indtrådt, og der blev opnået en korrekt sammenhæng mellem affaldsmængder og produceret kompost"*)

2005 i linje 12 skal være 2006? (*korrekt – rettet*)

Der mangler en beskrivelse af strukturmaterialer. Er det affaldsbaseret (fx haveaffald)? Afbrændes der en tilsvarende mængde strukturmateriale i scenarierne 2 og 3? Er der inddraget en alternativ anvendelse af strukturmaterialer i scenarierne 2 og 3? (Jeg kan ikke umiddelbart finde det, men det kan jo godt være beskrevet i rapporten?) (*se kommentaren til punkt 4 side 20*)

Side 42 Reference på tilbageholdelsen af ammoniak i biofilter? (*Vi har tilføjet referencen Chung (2007) til afsnit 3.2.6 samt referencelisten*)

Side 44 Der er store uenigheder omkring beregning af sekvestring blandt affalds- og LCA-folk (jvnf. bl.a. ISWA konferencen sidste år). Er disse uenigheder vurderet ved valg af metode til opgørelsen? (*Ja, men vi har valgt ikke at gå nærmere ind i debatten i denne sammenhæng. Da EASEWASTE-modellen*

integrerer miljøpåvirkninger over de første 100 år, som beskrevet i afsnit 2.2.8, har vi i afsnit 3.3 angivet kulstofsekvestring som lagring af kulstof fra komposten i jorden efter 100 år, og beregnet denne vha. jordbrugsmodellen DAISY.)

Side 46 Det lille bidrag ("relativt små") bør eksemplificeres evt. i en fodnote. *(Der er tilføjet en fodnote)*

Side 48 Der foreligger data for en årrække fra Vestforbrænding, som viser en mærkbar variation. Det bør forklares, hvorfor der ikke er anvendt en årsserie af data. *(Som beskrevet i afsnit 2.1 refererer alle data, efter ønske fra opdragsgiverne, til referenceåret 2005, med den ene undtagelse ang. affalds- og tilhørende kompostmængder på Biovækstanlægget.)*

Side 50 Valg af marginal proces for el-produktion er stærkt omdiskuteret. Der savnes referencer hertil. Godskrivning af den halve mængde varme er ikke forklaret med ordet "gratis". En bedre forklaring bør anføres. Uenighederne omkring disse beregninger kunne i en hvis grad imødekommes ved en følsomhedsberegning ved fuld godskrivning. *(Ordet "gratis" er slettet. Der er desuden indført en reference, som støtter antagelsen af, at kulfyring er el-marginal i Danmark (Behnke, 2006))*

Side 51 Ved kemiske målinger på akkrediterede laboratorier vil der altid indgå usikkerheder (variation). Hvorfor er disse ikke medtaget? *(Vi har ikke modtaget – eller bedt om - sådanne data fra I/S Vestforbrænding, og vi har desuden vurderet, at disse usikkerheder ikke er væsentlige for LCA'ens resultater.)*

Side 54 Valget af substituerede processer ved genanvendelse er ikke anført eller begrundet. Marginalovervejelser ved energifortrængning er diskuteret. Dette er ikke konsistent. *(Vi har lidt svært ved at gøre meget mere ud af de substituerede processer ved genanvendelsen udover de overvejelser, som er refereret i afsnit 3.6. De anvendte processer kan dog findes i Bilagsrapporten, bilag A, tabel 7, som vi har indsat en henvisning til i første afsnit af afsnit 3.6)*

Side 55 Også her synes der i datagrundlaget at være basis for at angive variationen ("angivet som gennemsnitsværdier af processer, som adskilte sig meget fra hinanden"). Hvorfor er de ikke medtaget? *(Af tidsmæssige grunde har det ikke været muligt, at gå dybere ned i data end til Frees et al. (2006), hvorfra papirproduktionsprocessen kaldet "2001, Newspaper, Foreign mix" stammer)*

Fordeling på oparbejdning i Danmark og i udland bør anføres; en kvalitativ liste med landenavne kan ikke begrunde "stor udstrækning". *(Sådanne data findes ikke – vi har rettet "stor udstrækning" til "en vis udstrækning")*

EASEWASRE -> EASEWASTE (rettet)

- Side 58 Valg af påvirkningskategorier er ikke begrundet. Der bør anføres reference omkring LCA på affaldsbehandling som bekræfter relevansen af de valgte kategorier (*Vi har indsat følgende sætning i begyndelsen af afsnit 4.1.1: " En begrundelse for at anvende disse kategorier i forbindelse med LCA af affaldssystemer kan findes f.eks. i Kirkeby et al. (2006) – se desuden beskrivelsen af påvirkningskategorier i afsnit 2.2.7"*) og eller argumenteres for, at kategorierne er valgt, fordi de indgår i metoden – og i dette tilfælde bør der så argumenteres for, at UMIP/EDIP er en relevant metode for affaldsbehandling.
- Side 60 advaret -> advarer (rettet)
- Se kommentar ovenfor omkring de 10% (Side 7) – den kommer vel her fra. (*Se vores kommentar til punkt 1, side 7*)
- Side 64 Valg af grafisk fremstilling er udmærket til illustration, men forbeholdet omkring, at søjlerne ikke kan sammenlignes på tværs af kategorier mangler. (*Se kommentaren til punkt 2 side 21*)
- Side 65 billede -> billedet (rettet)
- Side 67 Det er korrekt, at metalspeciering kan have afgørende indflydelse på tilgængelighed og hermed toxicitet, men den konkrete betydning er ikke begrundet endside diskuteret i rapporten. En følsomhedsvurdering af betydningen heraf burde medtages, bl.a. fordi metoden er udvidet med kategorierne "Ødelagt grundvandsressource" og "Deponeret toxicitet". Sidstnævnte indgår ikke i tabeller og figurer i kap. 4? (*Det er tilføjet i afsnit 2.2.7., at kategorien "deponeret toksisitet" ikke er medtaget i projektet.)*)
- Side 70 Afsnit 4.3 er et godt eksempel på følsomhedsberegninger, hvilket burde fremgå af overskriften! Afsnit 4.5 udgør den anden halvdel af følsomhedsanalyserne (variation i antagelser henholdsvis variation i data). (*Vi er enige med dig i, at afsnit 4.3 ligeså vel kunne være placeret under følsomhedsanalyserne i afsnit 4.5. Vi har alternativt valgt at placere de sub-optimale scenarier lige efter beskrivelsen af hovedscenarierne 1-4*)
- Side 85 Usikkerhed på de anvendte data bør medtages i konklusion, så de 10% (*Se vores kommentar til punkt 1, side 7*) ikke implicit læses som den af forfatterne valgte typiske usikkerhed (signifikante forskelle).

Konklusionen bør tilføjes et afsnit som forklarer, at der ved sammenligning påvirkningskategori for påvirkningskategori ikke er anvendt en vægtningsmetode. Ved at "optælle" hvor mange kategorier et alternativ er

bedre end et andet på, kunne læseren få indtryk af, at det ene alternativ er ”overordnet bedre” end det andet. Men det er jo ikke tilfældet! (*Se kommentaren til punkt 2 side 21*)

- Side 87 Det sidste afsnit i konklusionen bør stå (næsten) først i konklusionen. (*Dette afsnit er flyttet frem i konklusionen*)
- Side 88 Forfattere bør anføres på alle referencer, hvor det er muligt. Miljøstyrelsen er sjældent forfatter i sig selv. Dette gælder fx Miljøstyrelsen (2005b): Kasper Kjellberg, Morten Carlsbæk, Jette Lillelund og Morten Brøgger Solum A/S Kaj Henriksen og Tjalfe Poulsen Aalborg Universitet, Sektion for Miljøteknologi. (*Rettet – vi har desuden erstattet referencer til DMU med forfatternavne*)

Vejledning til kritisk gennemgang af LCA¹

LCA-komponent	Delkomponenter	Spørgsmål til komponenterne	OK
Formål	Formål	Er formålet klart defineret?	x
	Anvendelse	Er anvendelsen af LCA'en beskrevet?	x
	Målgruppe	Hvem er målgruppen og er der sammenhæng mellem formål, anvendelse og målgruppe?	x
Afgrænsning	Funktionel enhed	Er den funktionelle enhed klart beskrevet og er den målbar, dvs. udtrykt ved kvantitet og evt. varighed? Er den funktionelle enhed i overensstemmelse med formål og anvendelse? Ved sammenligninger: Er de funktionelle enheder sammenlignelige? Hvis det ene system har flere funktioner eller kvaliteter end det andet, skal sammenligneligheden dokumenteres.	x
	Systemafgrænsning: Udeladelse af livscyklusfaser eller processer Kriterier for afgrænsning	Er systemet og eventuelle udeladelser beskrevet? Er kriterier for udeladelser beskrevet og argumenteret for? Er udeladelserne miljømæssigt væsentlige eller mindre væsentlige?	x
	Medtagne datakategorier og miljøvurderingsparametre	Svarer de valgte datakategorier til formålet? Er de medtagne miljøvurderingsparametre rimelige i forhold til formålet?	x
	Krav til datakvalitet	Hvilke krav sættes til geografisk, tidsmæssig og teknologisk repræsentativitet for data? Hvilke krav er til frembringelse af data: måling, beregning, litteratur? Stemmer de foretagne valg overens med formålet?	x
	Systemudvidelse og fordeling	Er metoderne for systemudvidelse eller fordeling beskrevet? Er de fornuftige og rimelige?	x
	Metode til vurdering og fortolkning	Er metoden til vurdering og fortolkning videnskabeligt og teknisk rimelig?	x

¹ Caspersen, N. og Wenzel, H. (2001)

	Beskrivelse af processen for den kritiske gennemgang	Er processen for den kritiske gennemgang beskrevet mht. type, udfører og detaljeringsgrad?	x
Kortlægning	Beskrivelsen af data	Er alle datasæt beskrevet mht.: Referenceenhed, som udvekslingerne relateres til Hvilke processer inkluderer data Geografisk repræsentativitet Teknologisk repræsentativitet Metoder for systemudvidelse eller fordeling Tidsmæssig repræsentativitet Indsamlingsmetode og betydning af udeladelser og antagelser	x
	Verifikation af data	Er data verificeret? Verifikationen kan udføres vha. massebalancer, sammenligning med tilsvarende datasæt eller kritisk gennemgang af en anden person. Ved manglende data: Anvendes estimer, gennemsnit for øvrige data, nul el lign.?	x
	Anvendte data i overensstemmelse med formålet	Er følgende undersøgt (detaljeringsgraden afhænger af formålet med LCA'en): Usikkerhed Fuldstændighed: Hvor stor en del af de mulige steder, hvorfra der kunne rapporteres data, dækkes af indsamlede data? Repræsentativitet: Kvalitativ beskrivelse af, om data repræsenterer den ønskede datakvalitet mht. geografisk, tidsmæssig og teknologisk repræsentativitet.	x
Kortlægning fortsat	Aggregering af data	Er aggregering af data beskrevet? Er beregninger udført korrekt? Dette undersøges for x% af data (primært for de områder, som har størst betydning for resultatet)	x
	Dokumentation af systemudvidelse og/eller fordeling (opgørelsesmåde for processer, der indgår i produktion af samprodukter eller genbrug af materialer)	Er systemudvidelse og/eller fordeling i overensstemmelse med de metoder, der blev fastlagt i afgrænsningen? Er der anvendt ens systemudvidelse og/eller fordelingsmetoder for alle tilsvarende produkter, som optræder i forbindelse med inputs og outputs?	x

	Fortolkning/begrænsninger efter opgørelsen	<p>Er definitionerne af systemgrænserne rimelige?</p> <p>Hvilke begrænsninger er der mht. fortolkning pga. vurdering af datakvalitet og følsomhedsvurdering?</p> <p>Krav ved sammenligning af systemer:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Er systemerne sammenlignelige? • Er der lavet en analyse for at retfærdiggøre medtagelse eller udeladelse i systemet? 	x
Vurdering	Vurdering af karakterisering og karakteriseringsfaktorer	<p>Er karakteriseringen foretaget på et fornuftigt grundlag?</p> <p>Er karakteriseringen beskrevet gennemskueligt?</p> <p>Er antagelser og forudsætninger beskrevet?</p> <p>Er der refereret til de anvendte modeller og er der argumenteret for deres berettigelse?</p>	x
	Normalisering, gruppering og vægtning	Hvis normalisering og vægtning er foretaget: Er fremgangsmåden fornuftig? Er alle procedurer beskrevet gennemskueligt?	x
Fortolkning	Væsentligste miljøpåvirkningskategorier og væsentligste kilder	Er de væsentligste miljøpåvirkningskategorier udpeget og væsentligste kilder til miljøbelastninger (fx i livscyklusfaser, komponenter, stoffer, processer etc.) ?	x
	Fuldstændighed, følsomhed og konsistens	<p>Er der lavet følsomhedsvurdering for de væsentligste usikkerheder, antagelser og datamangler?</p> <p>Er antagelser, metoder og data konsistente med formål og afgrænsning?</p>	x
	Begrænsninger i konklusionen fx pga. definitionen af den funktionelle enhed samt vurdering af datakvalitet og følsomhedsvurdering.	<p>Er der taget højde for eventuelle begrænsninger i konklusionen?</p> <p>Konkluderes det, og kun det, som arbejdet kan bære?</p> <p>Er konklusionen i overensstemmelse med definition af formål og afgrænsning?</p> <p>Anvendes LCA'ens resultater og erkendelser til det, der var formålet?</p>	x