

Miljøvurdering af udbringning af haveparkaffald på landbrugsjord

Jacob Møller, Jacob Kragh Andersen, Thomas H. Christensen

DTU Miljø

Martin Preuss Nielsen, Sander Bruun, Lars Stoumann Jensen

Institut for Jordbrug og Økologi, KU-LIFE

Rapport udarbejdet for Vestforbrænding I/S og AffaldVarme, Århus

Indholdsfortegnelse

| | |
|---|-----------|
| FORORD | 5 |
| RESUME | 7 |
| 1 BAGGRUND OG FORMÅL | 13 |
| 2 UDFORMNING OG AFGRÆNSNING AF LIVSCYKLUSVURDERINGEN | 15 |
| 2.1 KONSEKVENNS LCA | 15 |
| 2.2 EASEWASTE | 15 |
| 2.3 DAISY | 16 |
| 2.4 TIDSHORISONT | 17 |
| 2.5 DEN FUNKTIONELLE ENHED..... | 17 |
| 2.6 VALG AF PÅVIRKNINGSKATEGORIER | 18 |
| 2.7 SYSTEMGRÆNSER | 19 |
| 3 KORTLÆGNING AF LIVSCYKLUS | 21 |
| 3.1 MÆNGDER OG SAMMENSÆTNING AF HPO | 21 |
| 3.2 EASEWASTE-SCENARIER..... | 24 |
| 3.2.1 <i>Opstilling af scenarier</i> | 24 |
| 3.2.2 <i>Sorteringseffektivitet i scenarier</i> | 26 |
| 3.2.3 <i>Masseflow</i> | 27 |
| 3.2.4 <i>Transportafstande</i> | 29 |
| 3.3 TEKNOLOGIER..... | 30 |
| 3.3.1 <i>Langtidskomposteringsanlæg</i> | 30 |
| 3.3.2 <i>Korttidskomposteringsanlæg</i> | 31 |
| 3.3.3 <i>Direkte udbringning af HPO</i> | 31 |
| 3.3.4 <i>Forbrændingsanlæg</i> | 32 |
| 3.4 DAISY-SCENARIER..... | 32 |
| 3.4.1 <i>Klima og deposition</i> | 33 |
| 3.4.2 <i>Jorder</i> | 33 |
| 3.4.3 <i>Sædskifte</i> | 34 |
| 3.4.4 <i>Sammensætningen af HPO komposter inkl. direkte udbragt materiale</i> | 35 |
| 3.4.5 <i>Omsætningen af HPO komposter efter tilførsel til jord</i> | 36 |
| 3.4.6 <i>Initialisering af organisk materiale</i> | 37 |
| 3.4.7 <i>Kalibrering af Daisy-udbytter</i> | 38 |
| 3.5 DAISY-SIMULERINGER | 38 |
| 3.5.1 <i>Kulstofbinding i jorden</i> | 39 |
| 3.5.2 <i>Kvælstoftab i dræn</i> | 40 |
| 3.5.3 <i>Kvælstoftab ved nedsivning</i> | 40 |
| 3.5.4 <i>N₂O-emission</i> | 43 |
| 3.5.5 <i>Ammoniaktab ved fordampning</i> | 43 |
| 3.5.6 <i>Effekt på høstudbytte</i> | 44 |
| 3.5.7 <i>Emissionskoefficienter</i> | 44 |
| 4 VURDERING AF POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER I DE OPSTILLEDE SCENARIER | 47 |

| | | |
|----------|--|-----------|
| 4.1 | POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER I SCENARIERNE..... | 47 |
| 4.2 | POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER FORDELT PÅ PROCESSER OG BEHANDLINGSMETODER | 55 |
| 4.3 | RANGORDNING AF SCENARIERNE I DE FORSKELLIGE MILJØPÅVIRKNINGSKATEGORIER..... | 57 |
| 5 | FØLSOMHEDSANALYSER..... | 59 |
| 5.1 | TRANSPORTSTRÆKNINGER..... | 60 |
| 5.2 | EMISSIONER PÅ KOMPOSTERINGSANLÆG..... | 61 |
| 5.3 | SAMMENSÆTNING AF RDF | 63 |
| 5.4 | NO ₃ -REDUKTION UNDER RODZONEN..... | 65 |
| 5.5 | DIESELFORBRUG PÅ ANLÆG OG TIL NEDDELING PÅ MARKER..... | 65 |
| 6 | KONKLUSIONER | 67 |
| 6.1 | OVERORDNEDE KONKLUSIONER..... | 67 |
| 6.2 | SPECIFIKKE KONKLUSIONER..... | 68 |
| 7 | REFERENCER | 71 |

Forord

Denne rapport indeholder en livscyklusbaseret miljøvurdering af udbringning af have- parkoverskud (HPO) på landbrugsjord. Miljøvurdering blev udført for Vestforbrænding I/S og AffaldVarme Århus af DTU Miljø i samarbejde med Institut for Jordbrug og Økologi, KU-LIFE.

Livscyklusvurderingen blev udført af DTU Miljø vha. LCA-modellen EASEWASTE, som er udviklet af DTU Miljø til miljøvurdering af affaldssystemer. Til brug for livscyklusvurderingen beregnede Institut for Jordbrug og Økologi, KU-LIFE emissionskoefficienter for udbringning vha. agro-økosystemmodellen DAISY.

Til projektet var knyttet en følgegruppe, som udover rapportens forfattere inkluderede Alan Sørensen, Vestforbrænding I/S og Henning Ettrup, AffaldVarme Århus.

September 2010

Jacob Møller

Resume

Baggrund og formål

Traditionelt er have- parkaffald (kaldet have- parkoverskud, forkortet HPO i denne rapport) blevet komposteret i Danmark vha. mile- eller madraskomposterings teknik med en tidshorisont på et år eller mere. På det seneste er der dukket alternativer op til denne behandlingsmetode, hvor især direkte udbringning af neddelt HPO på landbrugsjord har vakt interesse. Som et kompromis mellem de to metoder er der komposteringsanlæg, som tilbyder korttidskompostering af ca. to måneders varighed. De miljømæssige konsekvenser af direkte udbringning af HPO på landbrugsjord og udbringning af korttidskomposteret HPO er dog praktisk taget uundersøgte.

For at tilvejebringe et beslutningsgrundlag for den miljømæssigt set bedste disponering af deres HPO-mængder besluttede Vestforbrænding I/S og AffaldVarme Århus derfor at bede DTU Miljø i samarbejde med Institut for Jordbrug og Økologi, KU-LIFE om at udføre en livscyklusbaseret miljøvurdering af udbringning af HPO på landbrugsjord

Formålet med miljøvurderingen er således, at man på basis af resultaterne skal kunne svare på spørgsmålene: ”Hvad er de mulige miljøkonsekvenser i forhold til traditionel langtidskompostering ved direkte udbringning af en delmængde af den samlede HPO-mængde?” og ”Hvad er de mulige miljøkonsekvenser ved udbringning af korttidskomposteret HPO bestående af en anden delmængde af den samlede HPO-mængde?”

Udformning og afgrænsning af livscyklusvurderingen

Miljøvurderingen blev udført som en konsekvens-LCA, dvs. ved anvendelse af marginale teknologier.

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. Mht. emissioner fra udbringning af komposteringsprodukter modelleres de ikke direkte i EASEWASTE, men indgår som færdigberegnedede koefficienter fra simuleringer i agro-økosystemmodellen DAISY, som anvendes af Institut for Jordbrug og Økologi, KU-LIFE. Daisy er en computerbaseret matematisk model, der kan simulere og integrere processer i jord, planter og atmosfære. Modellen er udviklet på Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole.

Projektet bygger på oplysninger om affaldsmængder, affaldssammensætning, behandlingsanlæg (inkl. forbrændingsanlæg) samt transportstrækninger fra Vestforbrænding og AffaldVarme, Århus, som stammer fra perioden 2006-2010

Den funktionelle enhed, dvs. den ydelse affaldssystemet skal levere i alle scenarier, var:

Behandling af 1 års produktion af HPO normeret til 1 ton (foreliggende vægt) inklusiv transport fra genbrugsstation til behandlingsanlæg, behandling på anlæg samt udbringning og anvendelse af slutproduktet til jordbrugsformål.

Normeringen til 1 ton betyder, at den funktionelle enhed har den samme relative sammensætning af materialefraktioner og fysisk/kemiske parametre som hele årsproduktionen af HPO

Livscyklusvurderingen blev udført ifølge EDIP-metoden med opdaterede normaliseringsreferencer for EU-15 lande ifølge EDIP 2003. Det er valgt at samle emissionerne i de potentielle miljøpåvirkningskategorier: drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning og fotokemisk ozondannelse, samt de potentielle toksiske påvirkningskategorier i form af økotoksicitet i vand og humantoksicitet via jord, vand og luft. Desuden benyttes påvirkningskategorien ødelagt grundvandsressourcer, som er udviklet af DTU Miljø, og som er særlig relevant i forbindelse med brug af kompost på landbrugsjord.

Kortlægning af livscyklus

Miljøvurderingen blev udført som en scenarieundersøgelse af alternative behandlingsmetoder. Langtidskompostering, korttidskompostering og direkte udbringning af HPO sammenlignedes vha. 3 scenarier:

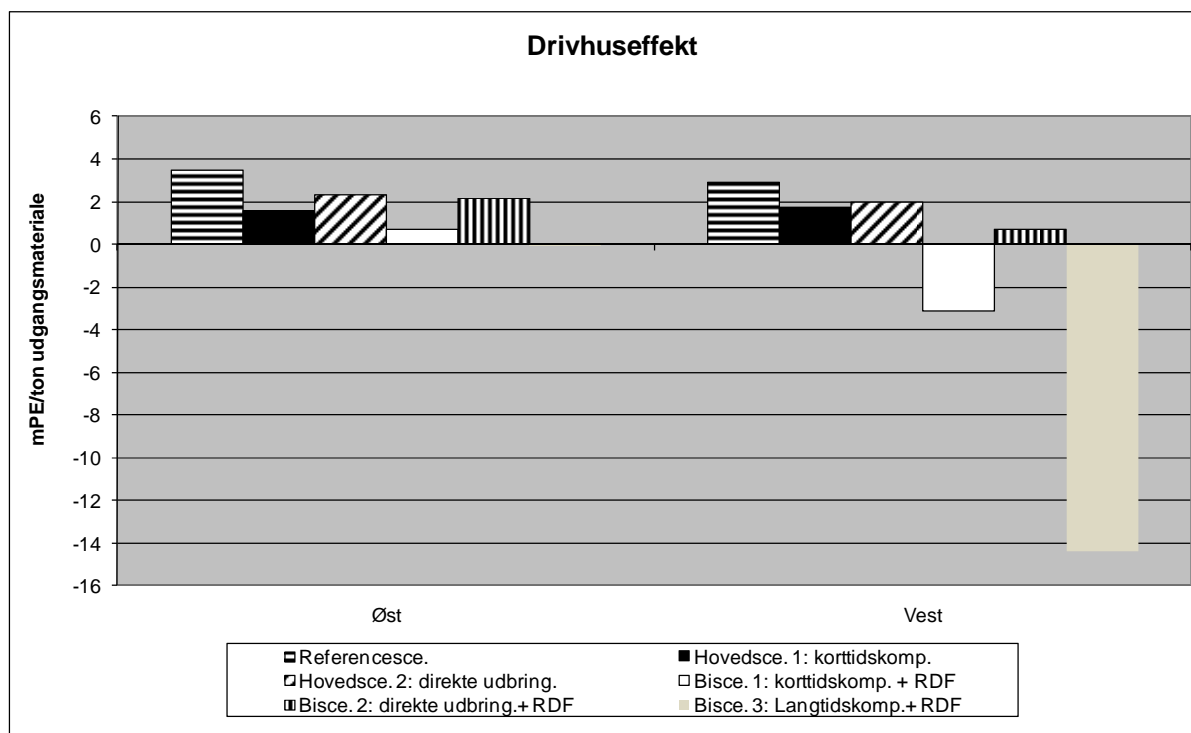
- *Referencescenarie:* Behandling af 1 (normeret) ton HPO, inklusiv transport fra genbrugsstation, ved langtidskompostering på et milekomposteringsanlæg samt udbringning og anvendelse af slutproduktet til jordbrugsformål.
- *Hovedscenarie 1:* Behandling af 1 (normeret) ton HPO, inklusiv transport fra genbrugsstation, ved korttidskompostering af HPO fra maj, juni og juli og langtidskompostering af resten samt udbringning og anvendelse af korttids- og langtidskomposten til jordbrugsformål.
- *Hovedscenarie 2:* Behandling af 1 (normeret) ton HPO, inklusiv transport fra genbrugsstation, ved direkte udbringning uden forudgående kompostering af HPO fra august og langtidskompostering af resten samt udbringning og anvendelse af langtidskomposten til jordbrugsformål.

Referencescenariet modelleres med samme geografiske placering som de scenarier, det blev sammenlignet med. Dette gøres af hensyn til, at jordtypen og klimaet, hvor komposten udbringes, antages at have væsentlig betydning for miljøvurderingens resultater. De ovennævnte 3 scenarier udvides derfor til 6 scenarier, som repræsenterer udbringning på landbrugsjord i hhv. Øst- og Vestdanmark:

Der blev desuden inddraget 6 scenarier, hvor der udsorteredes en RDF-fraktion (Refuse Derived Fuel) fra have- parkoverskuddet, der kan anvendes som brændsel i forbrændingsanlæggene. I alt omfattede miljøvurderingen 12 scenarier.

Vurdering af potentielle miljøpåvirkninger

Resultaterne af miljøvurderingen vises vha. en række figurer, som angiver potentiel miljøpåvirkning (målt i millipersonækvivalenter – mPE) i de respektive påvirkningskategorier per ton HPO-udgangsmateriale. For hver miljøpåvirkningskategori angives resultater for Øst- og Vestdanmark repræsenteret ved hhv. Vestforbrændings og Århus Kommunes affaldsområder. Som eksempel vises resultaterne for miljøpåvirkningskategorien ”potentiel drivhuseffekt” i nedenstående figur.



Potentiel drivhuseffekt i scenarier geografisk placeret i hhv. øst (Vestforbrændings område) og vest (Århus område). De tre søjler til venstre i hver blok viser scenarier med langtidskompostering, kort-tidskompostering samt direkte udbringning af HPO. De tre søjler til højre i hver blok viser tilsvarende scenarier med yderligere udsortering og forbrænding af en RDF-fraktion. I alle scenarier langtidskomposteres det resterende HPO-materiale.

De potentielle miljøpåvirkninger mht. drivhuseffekt skyldes overvejende metan og lattergasemissioner; i scenarier med forbrænding af RDF spiller undgåede emissioner af fossilt CO₂ også en væsentlig rolle. Ved sammenligning af langtidskompostering med korttidskompostering og direkte udbringning skal man sammenligne de tre scenarier til venstre på figuren i hhv. øst og vest. I Østdanmark, dvs. i Vestforbrændings område, giver korttidskompostering mindst potentiel miljøpåvirkning, derefter kommer direkte udbringning, og langtidskompostering ender på tredjepladsen. Den samme rangfølge ses i Vestdanmark i Århusområdet.

På basis af resultater fra i alt 9 miljøpåvirkningskategorier rangordnes scenarierne, som det ses af tabellen.

Rangordning af scenarier i de valgte miljøpåvirkningskategorier.

| | Referencesce.: Langtidskompostering | | Hovedsce. 1: korttidskompostering | | Hovedsce. 2: direkte udbringning | |
|-------------------------------|-------------------------------------|------|-----------------------------------|------|----------------------------------|------|
| | øst | vest | øst | vest | øst | vest |
| Drivhuseffekt | 3*/b** | 3/b | 1/b | 1/b | 2/-*** | 2/b |
| Forsuring | 3/b | 3/b | 1/- | 1/b | 2/- | 2/- |
| Næringsstofbelastning | 3/b | 3/b | 1/- | 1/b | 2/- | 2/- |
| Fotokemisk ozonnedb. | 3/b | 3/b | 1/b | 1/b | 2/b | 2/b |
| Økotoksicitet i vand | 3/b | 3/b | 1/b | 1/b | 2/b | 2/- |
| Humantoksicitet via luft | 3/b | 3/b | 1/b | 1/b | 2/- | 2/b |
| Humantoksicitet via vand | -/b | -/b | -/b | -/b | -/- | -/- |
| Humantoksicitet via jord | -/b | -/b | -/b | -/b | -/b | -/b |
| Ødelagte grundvandsressourcer | -/b | 1/b | -/- | 3/b | -/- | 2/b |

*Tallet angiver rangorden mellem scenarierne – ”1” er miljømæssigt set bedst. øst- og vestsценарier skal sammenlignes hver for sig.

**Bogstavet angiver scenariets rangordning i forhold til det tilsvarende bisenarie med udsortering og forbrænding af RDF. ”b” betyder, at bisenariet er bedst.

***”-” angiver, at scenarierne ligger så tæt, at de ikke kan rangordnes.

Som det ses, er Hovedscenarie 1, som beskriver korttidskompostering af maj-, juni- og juliproduktionen af HPO og langtidskompostering af resten, bedst i de fire ”standard”-miljøpåvirkningskategorier, drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning og fotokemisk ozon dannelse. Mht. de toksiske påvirkningskategorier økotoksicitet i vand og humantoksicitet via luft er Hovedscenarie 1 ligeledes bedst. I samtlige af disse kategorier efterfølges Hovedscenarie 1 af Hovedscenarie 2 med Referencescenariet på tredjepladsen. I de resterende toksiske påvirkningskategorier, humantoksicitet via vand og jord, ligger scenarierne så tæt, at de ikke kan rangordnes. I kategorien ødelagte grundvandsressourcer i Vestdanmark ligger Hovedscenarie 1 dog på sidstepladsen med Referencescenariet som det miljømæssigt set bedste scenarie

Det er dog vigtigt at understrege, at der er tale om små og i visse tilfælde ubetydelige forskelle mht. potentielle miljøpåvirkninger, som afgør rangordningen af scenarierne: I de kategorier, hvor

der er stor relativ forskel mellem scenarierne er de absolutte værdier målt i mPE små, og i de resterende påvirkningskategorier med større absolutte potentielle påvirkninger, er den relative forskel mellem scenarier til gengæld meget små.

Følsomhedsanalyser

Der blev udført en række følsomhedsanalyser, som viser hvor robust miljøvurderingen er over for ændringer af en række forudsætninger. Der var tale om følgende områder:

- Transportstrækninger
- Emissioner på komposteringsanlæg
- Sammensætning af RDF
- NO₃-reduktion under rodzonen
- Dieselforbrug på anlæg og til neddeling på marker

Resultaterne viste, at transportstrækninger og dermed den geografiske placering af behandlingsanlæg og marker i forhold til genbrugsstationer ikke har stor betydning, hvorimod emissioner fra komposteringsprocessen betød relativt meget i miljøvurderingen. Der var overraskende lille effekt af ændringen af sammensætning af RDF-fraktionen, idet de potentielle miljøpåvirkninger i samtlige påvirkningskategorier forblev på samme niveau.

Hele den potentielle miljøpåvirkning i påvirkningskategorien ødelagt grundvandsressource skyldes nedsivning af nitrat til grundvandet. Derimod bidrager nitratnedsivning ikke til de resterende miljøpåvirkningskategorier. Nitratnedsivning er således afgørende for omfanget af ødelagt grundvandsressource, og påvirkningen er ligefrem proportional med størrelsen af nitratnedsivningen. Energiforbruget på behandlingsanlæg inkl. dieselforbrug til neddeling af HPO på marken bidrager i ret begrænset til ”standard”-miljøpåvirkningskategorierne, men udgør en stor del af den potentielle miljøpåvirkning i kategorien økotoksicitet i vand.

Konklusioner

- Den vigtigste overordnede konklusion er, at korttidskompostering og direkte udbringning af HPO på landbrugsjord er ligeværdige alternativer til langtidskompostering, som endda i de fleste potentielle miljøpåvirkningskategorier kommer marginalt bedre ud end langtidskompostering. Der er således intet i nærværende rapport, som indikerer, at nyttilkomne behandlingsmetoder i form af korttidskompostering og direkte udbringning på landbrugsjord udgør en miljømæssigt tilbageskridt i forhold til den traditionelle behandlingsmetode for have- parkoverskud (HPO). Her er det dog vigtigt at anføre, at ovenstående konklusioner bygger på en dosering af HPO, som ikke overskrider 50 ton/ha.

- Den anden overordnede konklusion er, at supplerung af de undersøgte komposteringsteknologier (inkl. direkte udbringning) med udsortering af en RDF-fraktion med efterfølgende forbrænding på et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg aldrig skader miljøet; i de fleste miljøpåvirkningskategorier giver det en miljømæssig fordel, og i de resterende kategorier er der ingen forskel mht. potentiel miljøpåvirkning.
- Rangordenen mellem scenarier ("1" er miljømæssigt bedst) var for drivhuseffekt, forsurening, næringssaltbelastning, fotokemisk ozondannelse (smog), økotoksicitet i vand og humantoksicitet via luft: 1. korttidskompostering, 2. direkte udbringning og 3. langtidskompostering. For humantoksicitet via vand og jord var der ingen forskel. I kategorien ødelagte grundvandsressourcer var rækkefølgen: 1. langtidskompostering, 2. direkte udbringning og 3. korttidskompostering.
- Forskellen mellem scenarier indenfor de enkelte miljøpåvirkningskategorier var dog generelt lille; hvis de relative forskelle mellem potentiel miljøpåvirkning var betydelige, var de absolutte værdier små, og i de tilfælde, hvor der var tale om store absolutte værdier, var de relative forskelle derimod små.
- Der blev udført følsomhedsanalyser med fordobling af transportstrækninger og emissioner på komposteringsanlæg samt ved antagelse af en dårligere sorteringseffektivitet for RDF-fraktionerne. Transport havde mindre indflydelse, hvorimod emissioner på komposteringsanlæg var vigtige. Miljøvurderingen var meget robust overfor ændringer i RDF-sammensætning.
- Landbrugstekniske hensyn bestemmer den relative fordeling af HPO-mængderne, som kan allokere til de forskellige behandlingsmetoder. Kun august-HPO kan benyttes til direkte udbringning på landbrugsjord og kun maj, juni og juli-HPO kan benyttes til korttidskompostering. Dette forhold bør indgå i planlægning og valg af behandlingsmetoder.

1 Baggrund og formål

Traditionelt er have- parkaffald (kaldet have- parkoverskud forkortet HPO i denne rapport) blevet komposteret i Danmark vha. mile- eller madraskomposteringsteknik med en tidshorison på et år eller mere, og som resulterer i et stabilt kompostprodukt, der med fordel kan anvendes til jordbrugsformål pga. dets jordforbedrende egenskaber. På det seneste er der dukket alternativer op til denne behandlingsmetode, hvor især direkte udbringning af neddelte HPO på landbrugsjord har vakt interesse, idet man kunne forvente økonomiske fordele ved denne meget simple behandlingsmetode i forhold til det længerevarende forløb på et komposteringsanlæg. Som et kompromis mellem de to metoder er der komposteringsanlæg, som tilbyder korttidskompostering af ca. to måneders varighed. De miljømæssige konsekvenser af direkte udbringning af HPO på landbrugsjord og udbringning af korttidskomposteret HPO er dog praktisk taget uundersøgte.

I en foregående rapport ”Kvalitativ LCA af udvalgte komposteringsløsninger for have- parkoverskud” (Møller, 2008) foretog DTU Miljø en kvalitativ vurdering af miljøkonsekvenser ved direkte udbringning af HPO og udbringning af korttidskomposteret HPO i forhold til traditionel langtidskompostering og udbringning af moden kompost. Denne vurdering var dog som sagt udelukkende baseret på kvalitative overvejelser, og kan derfor ikke benyttes som et selvstændigt beslutningsgrundlag, men bør betragtes som et forstudie til nærværende rapport.

For at tilvejebringe et beslutningsgrundlag for den miljømæssigt set bedste disponering af deres HPO-mængder besluttede Vestforbrænding I/S og AffaldVarme Århus derfor at bede DTU Miljø i samarbejde med Institut for Jordbrug og Økologi, KU-LIFE om at udføre en livcyklusbaseret miljøvurdering af udbringning af HPO på landbrugsjord. I modsætning til den forudgående undersøgelse er denne miljøvurdering baseret på kvantitative data.

Miljøvurderingen blev udført vha. LCA-modellen EASEWASTE, og består af en samlet opgørelse af emissioner og undgåede emissioner ved udbringning af HPO på landbrugsjord. Dette inkluderer transport, emissioner fra behandlingsanlæg samt emissioner fra landbrugsjorden fra de udbragte komposteringsprodukter. DTU Miljø har indgående kendskab til opgørelse af emissioner fra transportprocesser og fra komposteringsanlæg, og et unikt kendskab til den fysisk/kemiske sammensætning af HPO fra tidligere projekter, f.eks. ”Kompostering af haveparkaffald på Århus Komposteringsanlæg” (Boldrin et al., 2009).

Mht. emissioner fra udbringning af komposteringsprodukter på landbrugsjord i form af overfladeafstrømning og nedsivning af nitrat samt kulstoflagring er de - udover den fysisk/kemiske sammensætning og modenhed af komposteringsproduktet - afhængige af landbrugsmæssige forhold deriblandt klima, jordtype, dyrehold og sædskifte. Disse forhold modelleres ikke i EASEWASTE, men indgår som færdigberegnedede koefficienter fra simuleringer i agroøkosystemmodellen DAISY, som anvendes af Institut for Jordbrug og Økologi, KU-LIFE. KU-

LIFE har desuden et indgående kendskab til nedbrydning af organiske restprodukter i jordmiljøet, som er nødvendigt for at kunne parametrisere modellen.

Projektet er på den måde et unikt samarbejde mellem institutionerne, hvor DTU Miljø udfører selve miljøvurderingen og KU-LIFE leverer data om udbringningen af kompostingsprodukterne. Denne tilgang er tidligere benyttet af de samme institutioner i forbindelse med miljøvurdering af udbringning af restprodukter baseret på kildesorteret husholdningsaffald (Bruun et al., 2006; Hansen et al., 2006), men har ikke været benyttet for HPO-produkter.

Formålet med miljøvurderingen er således, at resultaterne skal kunne indgå i beslutningsgrundlaget for Vestforbrænding og AffaldVarme Århus' disponering af de samlede mængder HPO ved at svare på spørgsmålene: "Hvad er de mulige miljøkonsekvenser i forhold til traditionel langtidskompostering ved direkte udbringning af en delmængde af den samlede HPO-mængde?" og "Hvad er de mulige miljøkonsekvenser ved udbringning af korttidskomposteret HPO bestående af en anden delmængde af den samlede HPO-mængde?"

2 Udformning og afgrænsning af livscyklusvurderingen

I dette kapitel beskrives kort de vigtigste forudsætninger mht. udformning og afgrænsning af livscyklusvurderingen. Dette indebærer en præsentation af EASEWASTE LCA-modellen samt agro-økosystemmodellen DAISY. Blandt andre grundlæggende forudsætninger såsom tidshorizont, valg af miljøpåvirkningskategorier og systemgrænser, henleder vi opmærksomheden på beskrivelse af den funktionelle enhed, som er særdeles vigtig i dette projekt.

2.1 Konsekvens LCA

Miljøvurderingen er udført som en *konsekvens* LCA, hvilket betyder, at det er konsekvensen af en beslutning, som modelleres. Det betyder, at der anvendes marginale teknologier, dvs. de teknologier, som ultimativt påvirkes af de modellerede systemændringer. Hvis f.eks. elforbruget er højere i ét scenarie end i et andet, skal der produceres ekstra el. I konsekvens LCA spørger man, hvor denne ekstra el-mængde ville blive produceret, og den produktionsform, man finder, er således den marginale el. I nærværende projekt har denne tilgang hovedsagelig betydning for energiforbrug og -produktion, hvor f.eks. elforbrug på behandlingsanlæg modelleres som marginal dansk elektricitet, og varme- og elproduktion på forbrændingsanlæg antages at substituere marginal el og varmeproduktion.

2.2 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, materialeopbevaringsfaciliteter, 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 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; det er den tidsperiode, hvori de potentielle miljøpåvirkninger beregnes. 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).

2.3 DAISY

Daisy er en computerbaseret matematisk model, der kan simulere og integrere processer i jord, planter og atmosfære. Modellen er udviklet på Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole under Miljøministeriets NPO forskningsprojekt, som havde til formål at ”samle viden om deposition af kvælstof, fosfor og organisk stof i jorden samt indvirkningen på søer, åer, grundvand og havet” (Hansen et al. 1990). Siden udviklingen er Daisy modellen blevet udvidet med flere moduler og kalibreret i forhold til den nyeste viden på området. Daisy modellen har klaret sig godt i sammenligninger med andre modeller på både kort- og langtidssimuleringer (Dewilligen 1991; Dieckruger et al. 1995; Smith et al. 1997).

Modellen er udviklet så brugeren selv kan bestemme en række drivvariable gennem inputs som f.eks. klima, landbrugsmæssige driftsforhold, jordbund og sædskifte. For at sikre en ensartet brug af Daisy i forskellige situationer, er der udviklet en Ståbi, som beskriver hvordan modellen skal opsættes (Styczen et al. 2005). Alle opsætninger i simuleringerne i denne rapport er foretaget efter vejledningen i Daisy Ståbien med mindre andet er anført. Daisy modellen kan ud fra disse inputs bl.a. beregne planteproduktionens størrelse samt vand-, kulstof-, og kvælstofbalance for den enkelte mark. Modellen kan således simulere, hvorledes forskellige dyrkningssystemer og forskellig dyrkningspraksis influerer på planteproduktion såvel som på ressourceudnyttelse og miljøbelastning, herunder udvaskning af kvælstof og pesticider fra rodzonen samt drivhusgas emissioner af CO₂ og N₂O.

Daisy modellen har derfor et stort anvendelsespotentiale dels som videnskabeligt analyseværktøj og dels som administrativt planlægningsværktøj på forskellige niveauer. I forbindelse med dette projekt har det været vigtigt at benytte et redskab, som er velkendt og valideret samt giver muligheder for at tilpasse det de forhold og materialer, som ønskes analyseret. Daisy modellen giver de muligheder og har tidligere succesfuldt været brugt til at arbejde sammen med EASEWASTE modellen (Bruun et al. 2006; Hansen et al. 2006).

2.4 Tidshorisont

Projektet bygger på oplysninger om affaldsmængder, affaldssammensætning, behandlingsanlæg (inkl. forbrændingsanlæg) samt transportstrækninger fra Vestforbrænding og AffaldVarme, Århus, som stammer fra perioden 2006-2010. Projektets resultater er således gældende fra 2010 og frem med en tidshorisont, der er afhængig af teknologiudvikling for behandlingsanlæg og muligvis klimaforandringer for DAISY-simuleringerne. Det vurderes, at resultaterne på den baggrund er gældende i mindst ti år frem, men sandsynligvis længere, dog kan ændringer i det omliggende energisystem fra kul- til biomassebaseret muligvis få betydning for RDF¹-scenarierne i et kortere tidsperspektiv.

2.5 Den funktionelle enhed

I alle scenarier vil den funktionelle enhed, dvs. den ydelse affaldssystemet skal levere, være:

Behandling af 1 års produktion af HPO normeret til 1 ton (foreliggende vægt) inklusiv transport fra genbrugsstation til behandlingsanlæg, behandling på anlæg samt udbringning og anvendelse af slutproduktet til jordbrugsformål.

Den funktionelle enhed er et grundlæggende koncept i forbindelse med LCA'er, idet scenarier skal bygge på den samme funktionelle enhed for at kunne sammenlignes på et ligeværdigt grundlag. I nærværende projekt kompliceres tingene af, at ikke alle måneders produktion af HPO kan behandles med de metoder, der skal miljøvurderes. Som det dokumenteres i kapitel 3 kan årsproduktionen af HPO af landbrugstekniske grunde opdeles i tre tidsmæssigt adskilte dele, som der kan disponeres over på tre forskellige måder: HPO fra maj, juni og juli kan korttidskomposteres, HPO fra august kan udbringes direkte på landbrugsjord, og det resterende HPO kan langtidskomposteres.

Hvis man står med et ton HPO fra april, kan man således ikke meningsfyldt stille det spørgsmål, om det miljømæssigt er bedst at langtidskompostere eller udbringe materialet direkte på landbrugsjord, da den sidste mulighed ikke er til stede i april (det gøres opmærksom på, at længere tids oplagring af HPO, f.eks. til direkte udbringning på landbrugsjord, ikke er en mulighed, da det i realiteten svarer til at initiere komposteringsprocessen). Ifølge samme ræsonnement kan man heller ikke direkte sammenligne korttidskompostering med direkte udbringning på landbrugsjord, da det er HPO fra forskellige tidsperioder med forskellig kemisk sammensætning, der er tale om. Man bliver nødt til at inddrage konsekvenserne for det resterende HPO, som der under alle omstændigheder skal disponeres over.

¹ Refuse Derived Fuel, dvs. brændsler baseret på affaldsprodukter

Vi mener derfor, at den korrekte måde at betragte systemet på, er at arbejde med en funktionel enhed, som beskriver hele årsproduktionen af HPO, dog normeret til 1 ton. Normeringen betyder, at dette ton indeholder HPO-materiale, som kan hhv. korttidskomposteres, udbringes direkte eller langtidskomposteres i de proportioner, som et års produktion indeholder. På den måde inkluderer man den samlede miljømæssige byrde/besparelse ved at implementere de forskellige behandlingsmetoder, og man kan svare på spørgsmål om, det er miljømæssigt set fordelagtigt at satse på korttidskompostering og direkte udbringning, eller om traditionel langtidskompostering er et foretrukke.

2.6 Valg af påvirkningskategorier

Livscyklusvurderingen blev udført ifølge EDIP-metoden (Wenzel et al., 1997) med opdaterede normaliseringsreferencer for EU-15 lande ifølge EDIP 2003 (Stranddorf et al., 2005). Det er valgt at samle emissionerne i de potentielle miljøpåvirkningskategorier: drivhuseffekt, forsurening, næringsaltbelastning og fotokemisk ozondannelse, samt de potentielle toksiske påvirkningskategorier i form af økotoksicitet i vand og humantoksicitet via jord, vand og luft. Desuden benyttes påvirkningskategorien ødelagt grundvandsressourcer, som er udviklet af DTU Miljø, og som er særlig relevant i forbindelse med brug af kompost på landbrugsjord.

Alle emissioner, der bidrager til en påvirkningskategori, adderes vægtet i forhold til deres belastning og emissionens størrelse og gives samme enhed. De potentielle miljøpåvirkninger kan endvidere omregnes for hver af påvirkningskategorierne til en fælles enhed i form af en personækvivalent (PE) eller millipersonækvivalent (mPE), idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person – dette kaldes normalisering. Tabel 2.1 viser de anvendte normaliseringsfaktorer, som benyttes til omregning til personækvivalenter. Ved normalisering bliver man i stand til at afgøre i hvilke påvirkningskategorier systemet bidrager mest set i forhold til samfundets samlede miljøpåvirkninger, men der bliver ikke taget stilling til de enkelte kategoriers relative betydning mht. miljøpåvirkning. 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.

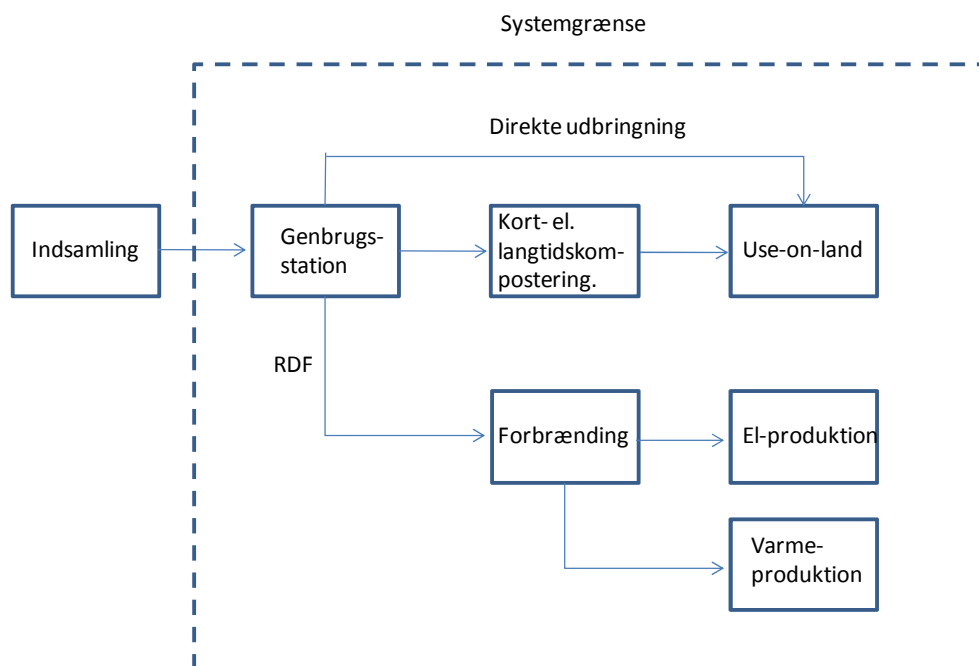
Tabel 2.1. De valgte miljøpåvirkningskategorier fra EDIP-metoden

| 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 |
| Økotoksicitet i vand | m ³ vand | PAH, Tungmetaller | 3,52 * 10 ⁵ |
| 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 |
| *Ødelagt grundvandsressourcer | m ³ vand | NO ₃ | 140 |

*Ikke inkluderet i EDIP-metoden

2.7 Systemgrænser

LCA'en modellerer håndtering og behandling af have- parkoverskud vha. forskellige metoder, som omfatter et antal teknologier. HPO indsamles af kommunerne eller transporteres af borgerne til genbrugsstationer, hvorfra den videre disponering foregår. Da indsamlingen må formodes at være ens for alle scenarier er dette trin udeladt af miljøvurderingen, og systemgrænsen er placeret som vis i Figur 2.1.



Figur 2.1. Systemgrænse for miljøvurderingen.

Energi- og ressourceforbrug til at drive behandlingsteknologierne er inkluderet, og det samme er emissioner fra teknologierne. Emissioner fra udbringning af kompost er ligeledes inkluderet i miljøvurderingen, og desuden er systemets grænser udvidet for at kreditere systemet for de miljøbelastninger, der spares i visse scenarier som følge af energisubstitution fra RDF-forbrænding.

3 Kortlægning af livscyklus

I dette kapitel beskrives det samlede datagrundlag for miljøvurderingen. Dette inkluderer mængder og fysisk/kemisk sammensætning af HPO som beskrevet i afsnit 3.1. I afsnit 3.2 beskrives scenarierne, som de er opstillet i EASEWASTE, og masseflow og transportafstande dokumenteres. Afsnit 3.3 omhandler teknologier, som indgår i miljøvurderingen. En grundig dokumentation af opstillingen af DAISY-underscenerier kan findes i afsnit 3.4, og resultaterne af DAISY-simuleringerne er beskrevet i afsnit 3.5.

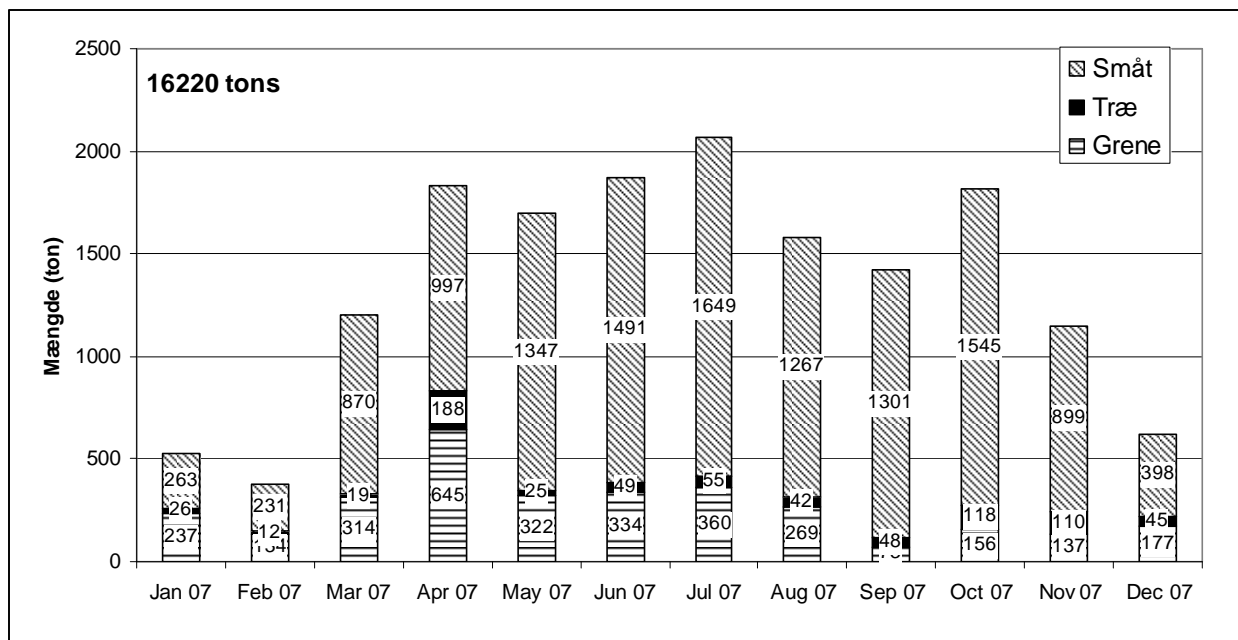
3.1 Mængder og sammensætning af HPO

Der blev i løbet af perioden 2006-2009 indsamlet data fra Århus Komposteringsanlæg om mængden og kompositionen af HPO, forbrug af olie og elektricitet samt drivhusgasemissioner fra anlægget. Der er taget udgangspunkt i mængden af HPO, som blev komposteret på anlægget i 2007. Den totale mængde af HPO, som blev indleveret på anlægget i 2007, var 44 630 tons, men kun 16 220 tons blev behandlet i Århus. HPO er delt op i 3 fraktioner, som er defineret således:

- ”Småt” (græs, blade, jord, mindre grene etc.)
- ”Grene” (større grene med påsiddende blade)
- ”Træ” (rene træstykker med enkelte større grene)

I Figur 3.1, er den sæsonmæssige variation af de tre materialefraktioner vist. Dette er brugt til at finde frem til de potentielle mængder af HPO, som kan hhv. korttidskomposteres og udbringes direkte. Det viser sig, at det kun er hensigtsmæssigt at korttidskompostere HPO fra maj, juni og juli samt direkte udbringe HPO fra august; den landbrugstekniske baggrund for dette er beskrevet i afsnit 3.4.3.

Den relative fordeling af materialefraktionerne (”småt”, ”grene” og ”træ”) er forskellig fra måned til måned, ligesom de fysisk/kemiske parametre også følger en årstidsvariation inden for hver materialefraktion. De landbrugstekniske hensyn sætter som nævnt begrænsninger for hvilke måneders HPO-produktion, der kan allokeres til de forskellige behandlingsmetoder. Da materialefraktionerne har forskellig kemisk sammensætning og desuden forskellig biologisk nedbrydningshastighed, er det derfor nødvendigt at kende materialefraktionsfordelingen i udgangsmaterialet for de forskellige behandlingsmetoder for at modellere systemet korrekt.



Figur 3.1. Årsvariation af sammensætning af fraktioner af den HPO, som komposteres af AffaldVarme Århus på det centrale komposteringsanlæg i Lisbjerg ved Århus (Boldrin, 2009). Vægtmæssigt udgør ”småt”, ”grene” og ”træ” hhv. 75, 20 og 5 % på årsbasis.

Den fysisk/kemiske sammensætning af udgangsmaterialerne for langtidskompostering, korttidskompostering og direkte udbringning af HPO samt de færdige produkter, der beregnes vha. modellering i EASEWASTE, er vist i Tabel 3.1. En del af disse data benyttes som udgangspunkt for simuleringer af effekter af udbringning på landbrugsjord vha. DAISY-modellen.

I Tabel 3.2 ses fordelingen af materialefraktioner i HPO, dvs. udgangsmaterialet for behandlingsmetoderne langtidskompostering, korttidskompostering og direkte udbringning. I EASEWASTE-terminologi kaldes udgangsmaterialet for behandlingsmetoderne for sorteringsfraktioner. Som et eksempel angives udgangsmaterialet (sorteringsfraktionen) for korttidskompostering bestående af HPO fra maj, juni og juli (til korttidskompostering) at indeholde 79,7 % ”småt”, 18,0 % ”grene” og 2,7 % ”træ” på vådvægtsbasis. Disse fordelingsprocenter benyttes til at opstille affaldssammensætningen for HPO i EASEWASTE-databasen².

I EASEWASTE-affaldssammensætningen er det ikke den relative materialefraktionsfordeling i forhold til behandlingsmetoder, som angives, men i stedet den relative materialefraktionsfordeling i forhold til hele årets HPO-produktion. For udgangsmaterialet for korttidskompostering er fordelingen af ”småt”, ”grene” og ”træ” hhv. 27,7 %, 6,3 % og 0,8 % af den samlede årsproduk-

² EASEWASTE arbejder med på forhånd fastlagte navne for materialefraktioner, derfor ”oversættes” ”småt”, ”grene” og ”træ” til EASEWASTE-navne, som ikke skal tillægges nogen betydning i sig selv. For langtidskompostering benyttes ”veg. waste”, ”animal waste” og ”newsprint”, for korttidskompostering ”advert”, ”books” og ”office paper” og for direkte udbringning ”paper and cardboard cont.”, ”oth. clean paper” og ”milk cart.”

tion af HPO. Affaldssammensætningen for have- parkoverskud i EASEWASTE-databasen består således af ni materialefraktioner med hver sin fysisk/kemiske sammensætning, der tilsammen inkluderer hele årsproduktionen af HPO.

Tabel 3.1. Fysisk/kemisk sammensætning af udgangsmaterialer til langtidskompostering, korttidskompostering og direkte udbringning af HPO samt den fysisk/kemisk sammensætning af det færdige produkt.

| | *Udgangsmateriale for behandling | | | Færdigbehandlet materiale til udbringning | | |
|-----------------------------|---------------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|---|-----------------|---------------------|
| | Langtidskompostering (års gennemsnit) | Korttidskompostering (**juni-HPO) | Direkte udbringning (august-HPO) | Langtidskompost | Korttidskompost | Direkte udbragt HPO |
| TS (% af ww) | 60,9 | 68,4 | 53,9 | 69,7 | 67,2 | 53,9 |
| VS (% of TS) | 51,7 | 40,0 | 55,0 | 7,4 | 29,8 | 55,0 |
| Aske | 48,3 | 66,0 | 44,7 | 72,6 | 70,2 | 44,7 |
| S | 0,06 | 0,02 | 0,08 | 0,06 | 0,02 | 0,08 |
| Cl | 0,10 | 0,06 | 0,10 | 0,09 | 0,06 | 0,10 |
| F | <0,01 | <0,01 | <0,005 | 0,01 | 0,01 | <0,005 |
| C | 26,8 | 19,0 | 26,2 | 14,5 | 16,7 | 26,2 |
| H | 3,3 | 2,4 | 3,2 | 3,8 | 2,5 | 3,2 |
| N | 0,56 | 0,59 | 0,63 | 0,67 | 0,60 | 0,63 |
| O | 22,5 | 17,7 | 21,1 | 26,3 | 18,1 | 21,1 |
| C/N (ubenævnt) | 57 | 36 | 49 | 21,6 | 27,7 | 49 |
| Nedre brændværdi (MJ/kg TS) | 10,4 | 4,6 | 6,0 | | - | 6,0 |
| ***Si (% of TS) | 16 | 25 | 11 | - | - | 11 |
| Al | 1,4 | 2,1 | 1,3 | 2,3 | 2,3 | 1,3 |
| Ca | 1,2 | 1,2 | 1,3 | 1,7 | 1,3 | 1,3 |
| Fe | 0,67 | 0,96 | 0,52 | 1,0 | 1,0 | 0,52 |
| K | 1,0 | 1,4 | 1,0 | 1,5 | 1,5 | 1,0 |
| Mg | 0,18 | 0,22 | 0,18 | 0,25 | 0,23 | 0,18 |
| Mn | 0,02 | 0,03 | 0,02 | 0,03 | 0,03 | 0,02 |
| Na | 0,41 | 0,55 | 0,35 | 0,62 | 0,56 | 0,35 |
| P | 0,11 | 0,11 | 0,12 | 0,14 | 0,11 | 0,12 |
| As (mg/kg TS) | 2,6 | 2,7 | 2,1 | 4,1 | 4,4 | 2,1 |
| Cd | 0,23 | 0,32 | 0,21 | 0,20 | 0,34 | 0,21 |
| Cr | 18 | 23 | 16 | 26 | 22 | 16 |
| Cu | 13 | 18 | 14 | 18 | 18 | 14 |
| Hg | <0,04 | 0,05 | 0,04 | 0,03 | 0,05 | 0,04 |
| Mo | <2,7 | 3,5 | 2,6 | 4,1 | 3,8 | 2,6 |
| Ni | 4,4 | 5,1 | 4,7 | 6,1 | 4,4 | 4,7 |
| Pb | 9,6 | 12,1 | 10,7 | 12,2 | 13,2 | 10,7 |
| Sb | <0,14 | <0,12 | <0,20 | 0,11 | 0,13 | <0,20 |
| Sn | <12 | <17 | <8,8 | <18 | <18 | <8,8 |
| Zn | 65 | 62 | 84 | 81 | 66 | 84 |

*For overskuelighedens skyld er den fysisk/kemiske sammensætning for udgangsmaterialer og færdigt produkt repræsenteret ved én søjle beregnet som et vægtede gennemsnit af fraktionerne ”småt”, ”grene” og ”træ”. I EASEWASTE-modelleringerne indgår den oprindelige sammensætning fordelt på disse fraktioner.

**HPO fra juni repræsenterer udgangsmaterialet af HPO fra de måneder, som kan korttidskomposteres.

***Silicium indgår ikke i EASEWASTE-modelleringen, men er taget med for at illustrere det store indhold af sand og grus i udgangsmaterialerne.

Table 3.2. HPO udgangsmaterialer fordelt på materialefraktioner og behandlingsmetoder.

| Årsproduktion af HPO fordelt på behandlingsmetode (sorteringsfraktioner) | Affaldssammensætning på basis af Århus-projekt | | EASEWASTE-affaldssammensætning |
|--|--|---|-----------------------------------|
| | Materialefraktioner | Relativ fordeling af materialefraktioner for hver behandlingsmetode (%) | Relativ fordeling på årsbasis (%) |
| *Langtidskompost.: Jan., feb., mar., april, sep., okt., nov., dec. | ”småt” | 72,2 | 40,1 |
| | ”grene” | 21,5 | 12,0 |
| | ”træ” | 6,3 | 3,5 |
| Korttidskompost.: Maj, juni, juli | ”småt” | 79,7 | 27,7 |
| | ”grene” | 18,0 | 6,3 |
| | ”træ” | 2,3 | 0,8 |
| Direkte udbringning: August | ”småt” | 80,2 | 7,8 |
| | ”grene” | 17,1 | 1,7 |
| | ”træ” | 2,7 | 0,3 |
| | | | Sum=100 |

*HPO fra disse måneder bliver altid langtidskomposteret, men i visse scenarier langtidskomposteres udgangsmaterialet fra de resterende måneder også.

3.2 EASEWASTE-scenarier

Livscyklusvurderingen bliver udført vha. LCA-modellen EASEWASTE, som er udviklet af DTU Miljø. Til denne vil der bl.a. blive benyttet inputs, som beregnes i agro-økosystemmodellen DAISY, som er udviklet på KU-LIFE (se afsnit 3.4).

3.2.1 Opstilling af scenarier

Der bliver i modelleringen arbejdet med et Referencescenarie, der tager udgangspunkt i milekompostering på anlægget på Affaldscenter Århus (se nærmere beskrivelse i afsnit 3.3.1) og efterfølgende udbringning af komposten på landbrugsjord. Dette anvendes, da milekomposteringen er indgående studeret af DTU Miljø, og der derfor foreligger tilgængelige data for komposteringsprocessen samt kompostens fysisk/kemiske sammensætning. Den funktionelle enhed, dvs. den ydelse systemet i alle scenarier skal levere, består af behandling af 1 normeret ton HPO. Normeringen betyder, at den funktionelle enhed har den samme relative sammensætning af materialefraktioner og fysisk/kemiske parametre som hele årsproduktionen af HPO. Referencescenariet bliver således:

- *Referencescenarie:* Behandling af 1 (normeret) ton HPO, inklusiv transport fra genbrugsstation, ved langtidskompostering på et milekomposteringsanlæg samt udbringning og anvendelse af slutproduktet til jordbrugsformål.

Referencescenariet sammenlignes med to hovedscenarier for udbringning af korttidskompost og direkte udbringning af HPO på landbrugsjord:

- *Hovedscenarie 1:* Behandling af 1 (normeret) ton HPO, inklusiv transport fra genbrugsstation, ved korttidskompostering af HPO fra maj, juni og juli og langtidskompostering af resten samt udbringning og anvendelse af korttids- og langtidskomposten til jordbrugsformål.
- *Hovedscenarie 2:* Behandling af 1 (normeret) ton HPO, inklusiv transport fra genbrugsstation, ved direkte udbringning uden forudgående kompostering af HPO fra august og langtidskompostering af resten samt udbringning og anvendelse af langtidskomposten til jordbrugsformål.

Referencescenariet modelleres med samme geografiske placering som de scenarier, det skal sammenlignes med. Dette gøres af hensyn til, at jordtypen og klimaet, hvor komposten udbringes, antages at have væsentlig betydning for miljøvurderingens resultater. De ovennævnte 3 scenarier udvides derfor til 6 scenarier, som repræsenterer udbringning på landbrugsjord i hhv. Øst- og Vestdanmark:

- *Referencescenarie øst*
- *Referencescenarie vest*
- *Hovedscenarie 1 øst*
- *Hovedscenarie 1 vest*
- *Hovedscenarie 2 øst*
- *Hovedscenarie 2 vest*

Der er desuden inddraget scenarier, hvor der udsorteres en RDF-fraktion (Refuse Derived Fuel) fra have- parkoverskuddet, der kan anvendes som brændsel i forbrændingsanlæggene. Dette har betydning for sammensætningen af det resterende affald og dermed for komposteringsprocessen samt miljøeffekterne af udbringningen af slutproduktet på landbrugsjord.

- *Biscenarie 1:* Behandling af 1 (normeret) ton HPO, inklusiv transport fra genbrugsstation, ved udsortering (og forbrænding) af RDF fra HPO fra maj, juni og juli med efterfølgende korttidskompostering og udbringning af det resterende materiale. HPO fra august-april langtidskomposteres uden udsortering af RDF og udbringes til jordbrugsformål.
- *Biscenarie 2:* Behandling af 1 (normeret) ton HPO, inklusiv transport fra genbrugsstation, ved udsortering (og forbrænding) af RDF fra HPO fra august med efterfølgende direkte udbringning af det resterende materiale. HPO fra september-juli langtidskomposteres uden udsortering af RDF og udbringes til jordbrugsformål.

- *Biscenarie 3*: Behandling af 1 (normeret) ton HPO, inklusiv transport fra genbrugsstation, ved udsortering (og forbrænding) af RDF fra HPO fra hele årsproduktionen med efterfølgende langtidstidskompostering og udbringning af det resterende materiale til jordbrugsformål.

Den geografiske placering af forbrændingsanlægget vil ligeledes have væsentlig betydning for miljøvurderingen (se afsnit 3.3.4), hvorved det bliver nødvendigt at modellere underscenerierne under såvel østlige som vestlige forhold for at kunne sammenligne ligestående systemer. Der er derfor modelleret følgende biscenarier i EASEWASTE (6 scenarier i alt), hvor forbrænding og udbringning af komposteringsprodukter beregnes under forskellige geografiske forhold:

- *Biscenarie 1 øst*
- *Biscenarie 1 vest*
- *Biscenarie 2 øst*
- *Biscenarie 2 vest*
- *Biscenarie 3 vest*
- *Biscenarie 3 øst*

3.2.2 Sorteringseffektivitet i scenarier

Ved modellering vha. EASEWASTE beregnes massestrømmen ved at sammenholde affaldsmængder og affaldssammensætninger med sorteringseffektiviteter for forskellige behandlingsmetoder. For hver materialefraktion ganges den relative fordelingsprocent i affaldssammensætningen med sorteringseffektiviteten (ligeledes angivet i procent), og den resulterende procentsats ganges på affaldsmængden for at få den mængde (i tons vådvægt) af en materialefraktion, som går til en specifik behandlingsmetode. For hver behandlingsmetode summerer EASEWASTE massen af de enkelte materialefraktioner, hvorved den samlede affaldsmængde for den pågældende behandlingsmetode beregnes.

I Tabel 3.3 ses sorteringseffektiviteter, som blev benyttet ved modellering af de forskellige scenarier. I Hovedscenarie 1, som beskriver korttidskompostering af HPO fra maj, juni og juli og langtidskompostering af resten, anvendes en sorteringseffektivitet på 100 % for ”småt”, ”grene” og ”træ”, dvs. at alt HPO fra disse tre måneder går til korttidskompostering. Ved sammenhold med de relative materialefraktionsfordelinger (på årsbasis) for korttidskompostering fra Tabel 3.2 kan massen af den sorteringsfraktion, der går til korttidskompostering, beregnes - i dette tilfælde svarende til 348 kg per ton HPO. For at opretholde massebalancen genererer EASEWASTE-modellen altid en restfraktion, som i dette tilfælde føres til langtidskompostering.

I Biscenarie 1 korttidskomposteres HPO fra maj, juni og juli, hvor der forudgående er udsorteret en RDF-fraktion til forbrænding – resten af HPO langtidskomposteres. Som det ses af tabellen, modelleres RDF-fraktionen som 10, 70 og 90 % af hhv. for ”småt”, ”grene” og ”træ”, hvilket efterlader 90, 30 og 10 % af disse materialefraktioner som udgangsmateriale for korttidskompostering. Restfraktionen føres til langtidskompostering. På denne måde føres sorteringsfraktio-

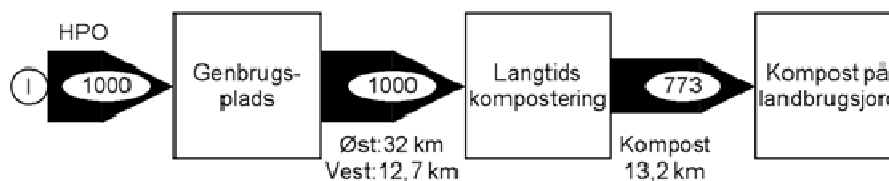
ner til de respektive behandlingsmetoder, og det er muligt at re-modellere scenarier, f.eks. ved antagelse af andre effektiviteter for udsortering af RDF-fraktioner, ved en simpel udskiftning af tal i EASEWASTE's sorteringseffektivitetstabel.

Tabel 3.3. Sorteringseffektiviteter (%) benyttet til EASEWASTE-modellering af scenarierne.

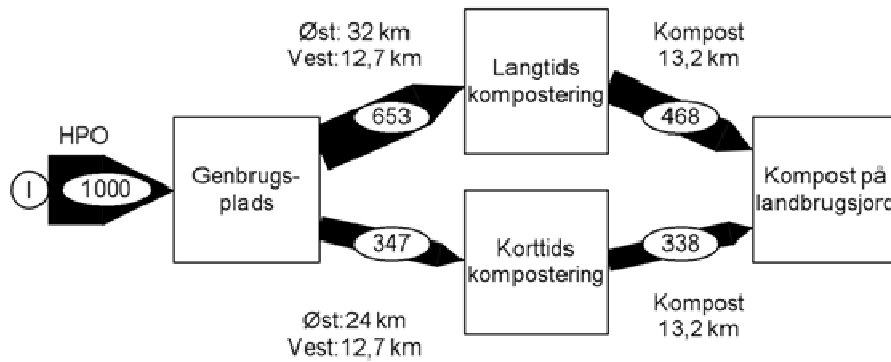
| Scenarie | Behandling | Del af HPO | Materialefraktion | | |
|--------------------|----------------------|-----------------|-------------------|-------|-----|
| | | | Småt | Grene | Træ |
| Reference scenarie | Langtidskompostering | Hele året | 100 | 100 | 100 |
| Hovedscenarie 1 | Korttidskompostering | Maj, juni, juli | 100 | 100 | 100 |
| | Langtidskompostering | August-april | 100 | 100 | 100 |
| Hovedscenarie 2 | Direkte udbringning | August | 100 | 100 | 100 |
| | Langtidskompostering | September-juli | 100 | 100 | 100 |
| Biscenarie 1 | Korttidskompostering | Maj, juni, juli | 90 | 30 | 10 |
| | RDF | Maj, juni, juli | 10 | 70 | 90 |
| | Langtidskompostering | August-april | 100 | 100 | 100 |
| Biscenarie 2 | Direkte udbringning | August | 90 | 30 | 10 |
| | RDF | August | 10 | 70 | 90 |
| | Langtidskompostering | September-juli | 100 | 100 | 100 |
| Biscenarie 3 | RDF | Hele året | 10 | 70 | 90 |
| | Langtidskompostering | Hele året | 100 | 100 | 100 |

3.2.3 Masseflow

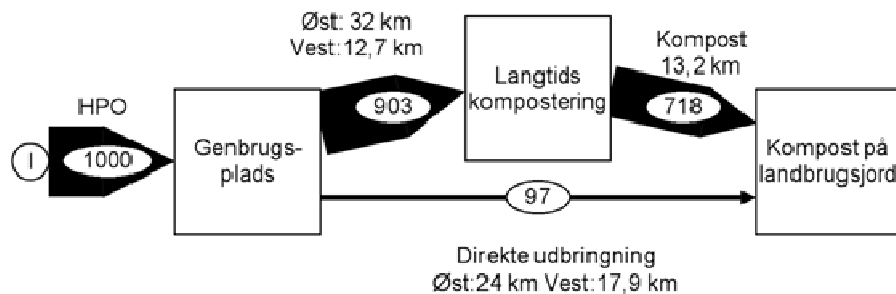
Der er i alt 12 scenarier delt op på 6 scenarier i øst (Københavnområdet) og 6 scenarier i vest (Århusområdet). Materialeflows og afstande er præsenteret for alle scenarier i Figur 3.2 til Figur 3.7. I alle scenarier er der taget udgangspunkt i 1000 (normeret) kg udgangsmateriale.



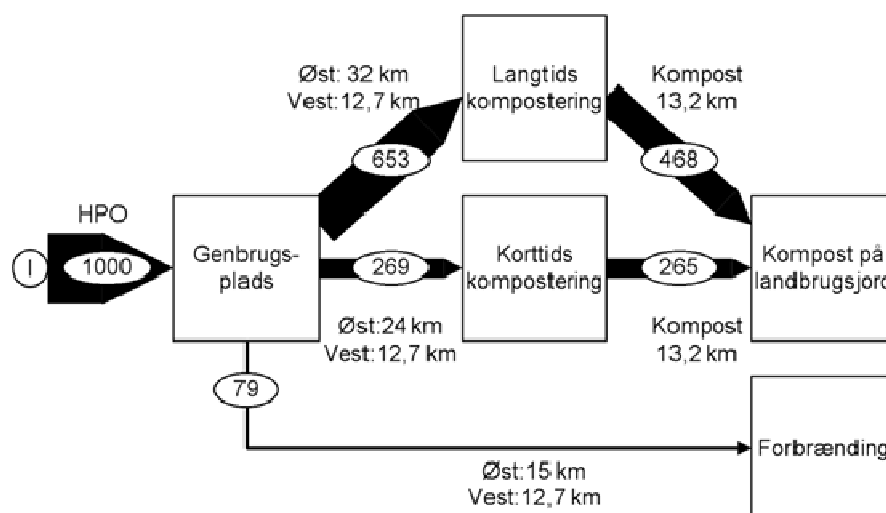
Figur 3.2. Referencescenarie: Referencescenariet omfatter milekompostering af hele HPO-mængden. HPO bliver indleveret af private på den lokale genbrugsstation. Herfra bliver det transporteret til komposteringsanlægget, hvor det langtidskomposteres i ca. 12 måneder. Den producerede kompost bliver udbragt på landbrugsjord. Mængder er angivet i kg.



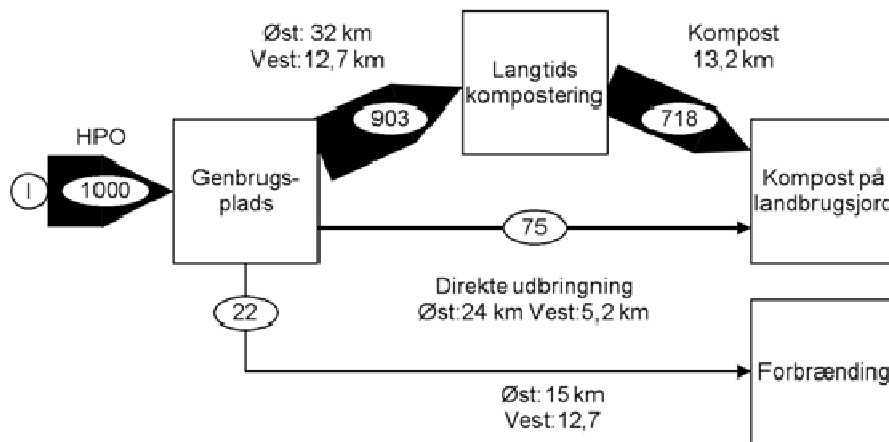
Figur 3.3. Hovedscenarie 1: HPO fra maj, juni og juli bliver udsorteret og korttidskomposteret i 2 måneder. Den resterende HPO bliver langtidskomposteret på samme måde som i referencescenariet. Komposten fra både korttidskompostering og langtidskompostering bliver bragt på landbrugsjord.



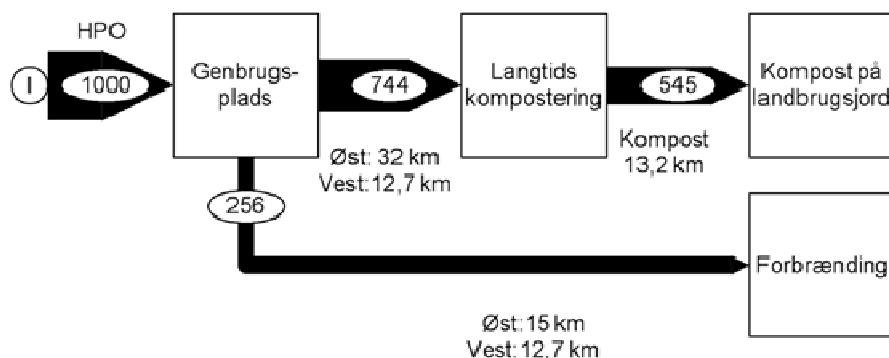
Figur 3.4. Hovedscenarie 2: HPO fra august måned bliver udsorteret og bragt direkte på landbrugsjord. Resten af HPO bliver langtidskomposteret som i referencescenariet og bragt på landbrugsjord.



Figur 3.5. Biscenarie 1: HPO bliver udsorteret fra maj, juni og juli, men før det bliver korttidskomposteret, bliver der udtaget en RDF-fraktion i henhold til fastlagte sorteringseffektiviteter. Resten af HPO bliver langtidskomposteret som i referencescenariet og udbragt på landbrugsjord.



Figur 3.6. Biscenarie 2: HPO bliver udsorteret fra august måned, men før det bliver bragt direkte på landbrugsjord, bliver der udtaget en RDF fraktion i henhold til fastlagte sorteringseffektiviteter. Resten af HPO bliver langtidskomposteret som i referencescenariet og udbragt på landbrugsjord.



Figur 3.7. Biscenarie 3: RDF udsortering af hele årets produktion af HPO i henhold til fastlagte sorteringseffektiviteter. Resten af HPO bliver langtidskomposteret som i referencescenariet og udbragt på landbrugsjord.

3.2.4 Transportafstande

Al transport fra genbrugsstation til behandlingsanlæg og videre til landbrug og for RDF-fraktionen til forbrænding antages at foregå med 10 ton lastbiler, i EASEWASTE betegnet "Road, Long haul truck, 10 t, generic, 2006". Afstandene i henholdsvis Øst- og Vestdanmark er givet i Tabel 3.4. Det er antaget, at komposteringen foregår på specifikke, allerede eksisterende anlæg og at direkte udbringning af HPO sker på landbrug, som allerede modtager dette HPO-produkt.

Tabel 3.4. Transportafstande (km) i Øst- og Vestdanmark.

| Transportstrækning | Anlæg (øst) | Afstand (km) | Anlæg (vest) | Afstand (km)* |
|--|--------------------------|--------------|---------------------------|---------------|
| Fra genbrugsplads til langtidskompostering | Nymølle kompostcenter | 32 | Aarhus komposteringsanlæg | 12,7 |
| Fra genbrugsplads til korttidskompostering | Store Rosenbusk, Lyngø | 24 | Aarhus komposteringsanlæg | 12,7 |
| Fra genbrugsplads til landbrug | Ledøje-Smørum (landbrug) | 24 | Lystrup (landbrug) | 17,9** |
| Fra genbrugsplads til forbrændingsanlæg | Vestforbrænding | 15 | Århus forbrændingsanlæg | 12,7 |
| Fra langtidskompostering til landbrug*** | | 13,2 | | 13,2 |
| Fra korttidskompostering til landbrug*** | | 13,2 | | 13,2 |

*I Århusområdet finder langtidskompostering, korttidskompostering og forbrænding sted på samme lokalitet.

**HPO bliver først indsamlet på Aarhus komposteringsanlæg (12,7 km) hvorefter det bliver transporteret til landbruget i Lystrup (5,2 km).

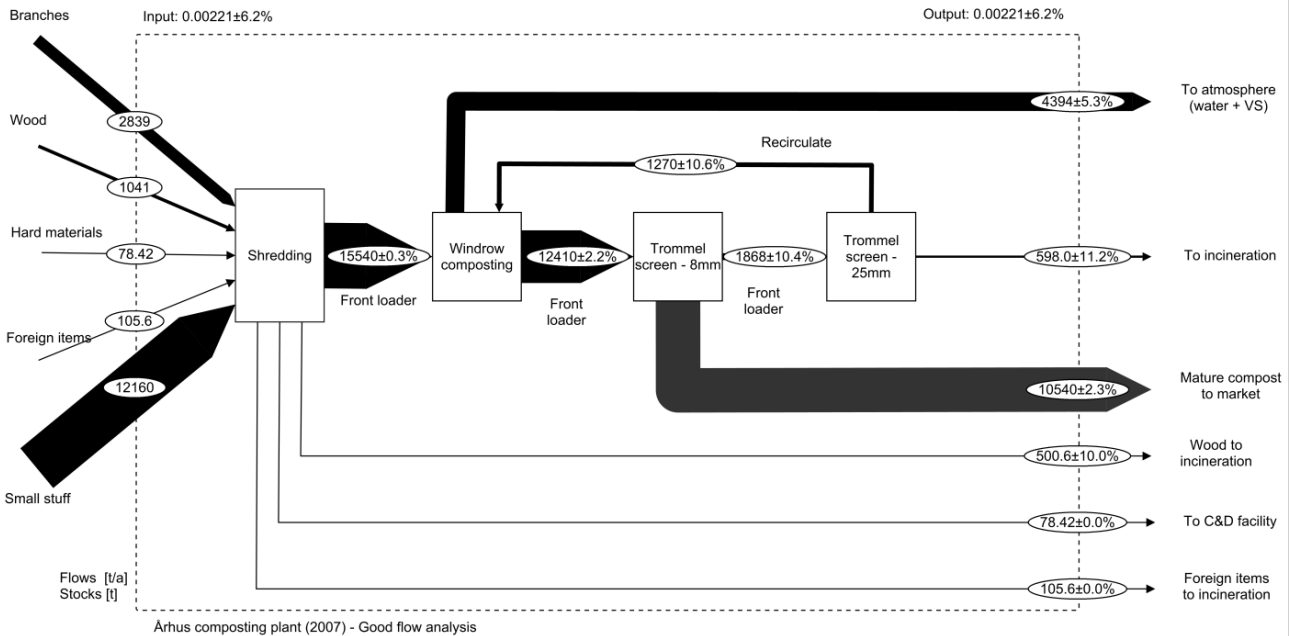
***Der benyttes afstande mellem komposteringsanlæg og landbrug som i Møller & Christensen (2007).

3.3 Teknologier

3.3.1 Langtidskomposteringsanlæg

Scenariet med langtidskompostering tager udgangspunkt i milekomposteringsanlægget i Aarhus. På dette anlæg er der i årene 2006-2009 lavet en lang række undersøgelser af blandt andet den kemiske sammensætning af det indkommende HPO og den færdige kompost samt drivhusgas emissioner i løbet af komposteringsprocessen. Aarhus komposteringsanlæg modtager haveparkoverskud fra genbrugsstationer (ca. 2/3) og gartnere (ca. 1/3). Der modtages årligt 40.000-50.000 tons HPO hvoraf en mindre del (16.220 tons i 2007) bliver komposteret i Aarhus. Resten bliver kørt til et andet komposteringsanlæg ved Mariager fjord (Overgaard Gods). HPO neddeles og komposteres i store åbne miler (115 m lange, 9 m brede og 4-4,5 m høje) og temperaturen bliver målt ugentligt for at følge komposteringsprocessen.

Gasemissionerne er målt på anlægget og de afrapporterede data er brugt i nærværende LCA. Materialet i milerne bliver vendt ca. hver anden måned med en gravko. Det samlede dieselforbrug på anlægget er målt til 3,04 liter per ton HPO. Milerne bliver ikke vandet, og der er intet system til opsamling af drænvand. Den totale komposteringstid er ca. 10-14 måneder. Den modne kompost sigtes og blandes med sand og muld og køres derefter til genbrugsstationer, hvor den sælges. Sigteresten bliver recirkuleret i nye miler. Trærødder, barkflis og større grene i det modtagne HPO neddeles og bliver enten solgt videre som flis eller bliver brugt som biobrændsel til opstart af ovne på forbrændingsanlægget. En oversigt over materialeflows er præsenteret i Figur 3.8.



Figur 3.8. Materialeflow på Aarhus komposteringsanlæg i 2007. Alle tal er i tons materiale (våd vægt).

3.3.2 Korttidskomposteringsanlæg

Korttidskomposteringen tager udgangspunkt i milekompostering på Store Rosenbusk ved Lyngø. Der er ikke lavet tilsvarende grundige undersøgelser på dette anlæg, så der er foretaget en række antagelser i modelleringen med udgangspunkt i undersøgelserne fra langtidskompostering fra Aarhus. HPO neddeles og komposteres i åbne miler (ca. 2 meter høje) i ca. 2 måneder. Milerne vendes en gang i løbet af processen. Det samlede dieselforbrug på anlægget er målt til 2,02 liter per ton HPO. Der er antaget, at nedbrydningen af organisk materiale (VS) er det samme som nedbrydningen af kulstof. Da materialet kun bliver komposteret i 2 måneder, er det kun en lille del af det organiske materiale, der bliver omsat.

3.3.3 Direkte udbringning af HPO

HPO bliver direkte udbragt på landbrugsjord efter neddeling. Det samlede dieselforbrug er lave-re, da der ikke er noget anlæg med tunge maskiner (udover til neddelingen) involveret. Til gen-gæld bliver HPO nedfræset i landbrugsjorden, ligeledes med dieselforbrug til følge. Det totale forbrug er antaget at være 1,25 liter per ton HPO. Det antages, at der ikke er nogen gasemissioner involveret i selve udbringningsprocessen udover dieselforbrug.

En samlet livscyklusopgørelse (LCI) for langtidskompostering, korttidskompostering og direkte udbringning på landbrugsjord, som er brugt i EASEWASTE-modelleringen, er vist i Tabel 3.5.

Tabel 3.5. LCI-data for langtidskompostering, korttidskompostering og direkte udbringning af HPO benyttet i EA-SEWASTE-modelleringen. Der er tale om emissioner direkte associeret med teknologierne – effekter på landbrugsjord er ikke medregnet.

| | Langtids- kompostering | Korttids- kompostering | Direkte udbringning |
|---|-----------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------|
| Dieselforbrug (l/ton HPO) | 3,04 | 2,02 | 1,25 |
| Elektricitetsforbrug (kWh/ton) | 0,2 | 0,2 | 0 |
| Totalt N-tab (%) | 8 | 2,4 | 0 |
| CH ₄ -tab (% af mineraliseret C) | 2,24 | 2,24 | 0 |
| N ₂ O tab (% af mineraliseret N) | 15 | 15 | 0 |
| CO-tab (kg/ton HPO) | 0,31 | 0,31 | 0 |
| NH ₃ -tab (% af mineraliseret N) | 83 | 83 | 0 |
| Nedbrydning (% af *VS): | | | |
| - "Småt" (%) | 74,6 | 19,2 | 0 |
| - "Grene" (%) | 26,2 | 6,8 | 0 |
| - "Træ" (%) | 11,3 | 2,9 | 0 |

*Volatile solids

3.3.4 Forbrændingsanlæg

Der er modelleret to forbrændingsanlæg i denne rapport repræsenterende forbrænding hhv. i Århusområdet og Københavnsområdet. Århus Forbrændingsanlæg er modelleret som i rapporten "Livscyklusvurdering og økonomisk vurdering af husholdningsaffald i Århus Kommune" (Larsen et al., 2007) med modifikationer, som det er beskrevet i "Vurdering af fremtidige indsamlingssystemer for husholdningsaffald i Århus Kommune" (Larsen et al., 2008). Modelleringen af forbrændingsanlægget i Københavnsområdet bygger i overvejende grad på Vestforbrændings state-of-the-art onvlinje 5 med visse modifikationer, som beskrevet i rapportererne "Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer" (Møller et al., 2008) og "LCA-screening af ressourcescenarier i Vestforbrændings område" (Møller et al., 2010).

Selvom de to forbrændingsanlæg er fuldt moderne med meget effektiv røggasrensning er deres miljøprofil meget forskellig, hovedsagelig pga. deres forskellige indplacering i fjernvarmesystemet. Således interagerer Århusanlægget kun med Studstrupværket, idet fjernvarmeproduktion erstatter kulbaseret varmeproduktion på kraftværket. Anlægget i Københavnsområder indgår derimod i et kompliceret net af fjernvarmeverker, som også benytter andre brændsler end kul. På den måde bliver substitutionen af fossile brændsler meget mindre end for et forbrændingsanlæg placeret i Århusområdet. En nærmere diskussion af disse forhold kan findes i ovennævnte rapporter af Møller et al.

3.4 DAISY-scenarier

For hvert af de 12 beskrevne HPO-scenarier er der til DAISY udviklet scenarier, som har til formål at repræsentere udbringning af de forskellige HPO-produkter på landbrugsjord i henholdsvis

AffaldVarme Århus' udbringningsområde i Østjylland og Vestforbrændings udbringningsområde på Sjælland. Scenarierne med udbringning på vestlig (Østjysk) landbrugsjord repræsenterer et område med en radius af 50 km omkring AffaldVarme Århus' anlæg i Lisbjerg og udbringning på østlig landbrugsjord repræsenterer et område med en radius af 50 km om Vestforbrændings anlæg i Glostrup. Opsætningen af DAISY-simuleringerne er foretaget i henhold til DAISY Ståbi (Styczen et al. 2005) med mindre andet er anført.

3.4.1 Klima og deposition

Kvælstofdepositionen er fastsat ud fra Danmark Miljø Undersøgelers beregningsresultater fra DEHM-modellen for det pågældende område og beregnet til 11,88 kg N/ha for Sjælland og 13,09 kg N/ha for Østjylland, fordelt på NO₃ og NH₄ samt våd- og tørdeposition (Danmarks Miljø Undersøgelser 2010).

I scenarierne anvendes et typisk nedbørsklima og den for området almindelige jordbundstype i henholdsvis Østjylland og på Sjælland. Klimaet baseres på de normaliserede data fra Bøjesen *et al.* (1997). Ved at benytte denne normalisering, gives der mulighed for at sammenligne resultater mellem områderne, da nedbøren har samme fordeling over året såvel på måneder som dage, men er skaleret efter den gennemsnitlige regionale normalnedbør i perioden 1960-1990. Den årlige nedbør i jordhøjde på Sjælland er 661 mm og 781 mm i Østjylland. Ifølge Daisy ståbi, skal simuleringerne foretages med det reelle klima over en 10 års periode og med permutering af sædskiftet, således at alle tænkelige kombinationer af årsklima og afgrøde simuleres. Permuteringen er af hensyn til tid og økonomi fravalgt i dette projekt og den normaliserede nedbør fra Børgesen *et al.* (1997) valgt i stedet.

3.4.2 Jorder

Som jordbundstype er på Sjælland anvendt en JB6, som er en fin sandblandet lerjord og i Østjylland en JB4 fin lerblandet sandjord, som dækker henholdsvis 20 og 21 % af det danske landbrugsareal, og er de mest repræsentative for de simulerede områder (Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, 2009). Standardopsætningen fra Daisy Ståbien, med 3 horisonter; A til 25 cm, B til 100 cm og C fra 100 cm benyttes. Den maksimale roddybde på en JB6 jord er som standard defineret til 100 cm, mens den er 85 cm på JB4 jorden. Der er indsat dræn i jorden for at simulere de rette afstrømningsmønstre, jf. Daisy Ståbien. Drænen er placeret med 18 meter mellem drænrør og i 1,1 meters dybde. Afstrømningen er på JB6 jorden kalibreret til at 70 % af vandet i drændybde siver ned som grundvand, mens 30 % ender i drænen. På JB4 jorden ender 85 % af vandet i drændybden til grundvand og de sidste 15 % i drænen. Ud over de beskrevne forskelle i opsætning for Sjælland og Østjylland er der en række forhold, som sædskifte, gødsning og tilførsel af kompost, der er ens.

3.4.3 Sædskifte

Der er opstillet et statistisk repræsentativt sædskifte, baseret på FødevarerErhvervs oplysninger til Danmarks Statistik ud fra landbrugets indberetninger til enkeltbetalingsordningen (EU-støtteordningen) (Danmarks Statistik 2010). Sædskiftet er konstrueret ved at beregne den enkelte afgrødes andel i procent af det samlede dyrkede areal over årene 2006-2008. Herved kommer de mest almindelige afgrøder til at fylde meget og vil udgøre sædskiftet. Afgrøderne i sædskiftet viser sig på denne måde at blive vinterhvede, vårbyg, vinterbyg og vinterraps, hvor deres procentmæssige andel af landbrugsarealet og procentmæssige indgåelse i det simulerede sædskifte er vist i Tabel 3.6 herunder.

Tabel 3.6. Afgrøder, deres andel af landbrugsarealet og den procentmæssige fordeling i det simulerede sædskifte. Procent af landbrugsareal er beregnet, som det ville se ud, hvis der kun blev dyrket de anvendte afgrøder.

| Afgrøde | % af landbrugsareal | Fordeling i sædskifte (%) |
|-------------|---------------------|---------------------------|
| Vinterhvede | 49 | 50 |
| Vinterbyg | 15 | 12,5 |
| Vårbyg | 24 | 25 |
| Vinterraps | 12 | 12,5 |

Efter afgrøderne til sædskiftet er identificeret og fordelingen i det simulerede sædskifte bestemt, er der opstillet et 8-årigt sædskifte, som er sandsynligt ud fra almindelig landbrugspraktisk anvendelse: Vårbyg, Vinterhvede, Vinterbyg, Vinterraps, Vinterhvede, Vårbyg, Vinterhvede, Vinterhvede.

Det er antaget, at gødsningen sker i henhold til almen praksis i landbruget samt lovgivningen om gødsknings- og harmoniregler (Plantedirektoratet 2009). HPO skal ifølge Plantedirektoratet (2009) registreres i gødningsregnskabet, men skal ikke indregnes med nogen gødningseffekt. Brugen af anden gødning vil derfor være uforandret på de jorde, som er blevet tildelt kompostret HPO. I praksis er det dog tænkeligt, at der vil blive foretaget en eller anden omfordeling af andre gødningstyper, så kompostret HPO vil blive benyttet på mindre gode arealer, og andre gødningstyper dermed kan flyttes til bedre arealer. Denne potentielle omfordeling er ikke medtaget i dette projekt.

Landbrugsmæssigt vil kompost på arealer med vårafgrøder kunne udlægges i en relativt kort periode i marts måned eller i en længere periode om efteråret (aug-nov), mens det for vinterafgrøder i praksis kun kan udlægges i en kort periode inden såning i efteråret (aug-sept). DTU Miljø har foretaget analyser af kompostmængder og -sammensætning for AffaldVarme Århus (Boldrin 2009). Sammensætningen i forskellige fraktioner; ”småt”, ”grene” og ”træ” er vist i Figur 3.1.

Brugen af direkte udbragt HPO og kortidskompost på landbrugsjord er uinteressant som forårsudbringning, da det kun vil være kompost lavet af HPO fra perioden december til februar, som

kan bruges. Den mængde HPO, som kan bruges til forårsudbringning på landbrugsjord, vil samlet udgøre ca. 7 % af den samlede HPO. Til udbringning i august/september, vil der derimod kunne hentes en forholdsvis stor del direkte udbragt HPO og korttidskompost. HPO fra månederne maj, juni, juli og august udgør således 45 % af den samlede årligt indkomne HPO-mængde inkl. den mulige RDF-fraktion. Af denne årsag er det besluttet kun at simulere direkte udbringning og brug af korttidskompost i september.

3.4.4 Sammensætningen af HPO komposter inkl. direkte udbragt materiale

I dette projekt er sammensætningen af den udbragte HPO beregnet ud fra de data, som DTU Miljø har analyseret på AffaldVarme Århus' komposteringsanlæg i forbindelse med de nævnte undersøgelser. Beregningerne på rest-HPO efter udtagning af RDF fraktion er baseret på, at man som RDF fraktion kan udtage 90% af fraktionen "træ", 70% af fraktionen "grene", og at der erved uønsket kommer 10% af fraktionen "småt" med i processen. Disse mængder er baseret på bedst mulige skøn af, hvad der vil kunne fjernes af de forskellige fraktioner.

Da der ikke er specifikke målinger på sammensætningen af korttidskompost, har det været nødvendigt med en teoretisk beregning. Ud fra studier af komposteringsprocessen i den tilgængelige litteratur samt de analyserede data fra Boldrin (2009) er opstillet en simpel lineær sammenhæng mellem ændring i C/N forholdet under kompostering i to måneder i forhold til materialets oprindelige C/N forhold. Direkte udbragt HPO har et C/N forhold på ca. 41, hvilket bevirker, at der jævnfør udregningen vil være et C/N forhold i korttidskomposten på ca. 28. Herefter udregnedes C-indholdet og N-indholdet i komposten ved at antage at N-indholdet kun ændres meget lidt under komposteringsprocessen, således at ændringen i C/N forholdet kun udgøres af ændringen i kulstofindholdet. De anvendte data for sammensætningen af HPO og produkterne heraf mht. tørstof, kulstof og kvælstof, kan ses i Tabel 3.7.

Tabel 3.7. Sammensætning af HPO samt kulstof- og kvælstofmængde tilført med 50 ton HPO/ha, som det er brugt i Daisy simuleringerne. N-fordampningsprocent er den del af N, som fordamper ved udbringning. Denne del tabes derfor øjeblikkeligt i simuleringerne.

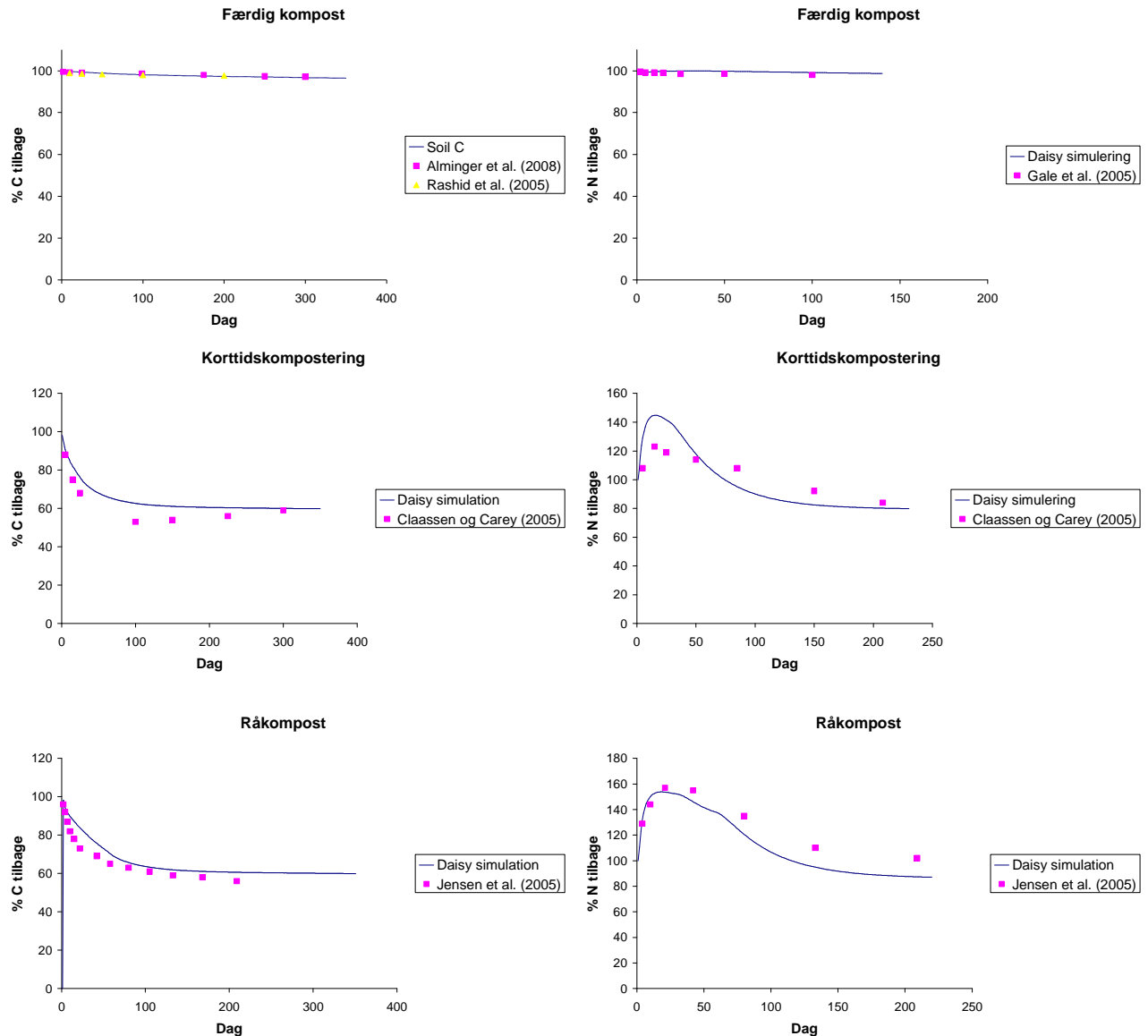
| | Reference-scenarie Milekompost | Hoved-scenarie 1 Korttidskompost | Biscenarie 1 Korttidskompost (uden RDF) | Hoved-scenarie 2 Direkte udbringning | Biscenarie 2 Direkte udbringning (uden RDF) |
|--|-----------------------------------|-------------------------------------|---|--|--|
| Tørstof (%) | 75,83 | 65,04 | 64,63 | 53,93 | 53,64 |
| Kulstof (% af TS) | 10,5 | 15,92 | 13,69 | 26,32 | 24,37 |
| Kvælstof (% af TS) | 0,60 | 0,53 | 0,52 | 0,63 | 0,68 |
| Ammonium (% af N) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Fordampning (% af NH ₄) | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 |
| C tilført (kg C/ha) | 3981 | 5177 | 4424 | 7097 | 6536 |
| N tilført (kg N/ha) | 225 | 171 | 168 | 166 | 181 |

I alle scenarier er tilført 50 tons/ha, hvilket giver udslag i forskellige tilførselsmængder af kulstof og kvælstof, som det ses i Tabel 3.7. Tilførselsmængden på 50 tons/ha er valgt som en værdi, der vurderedes at være realistisk.

3.4.5 Omsætningen af HPO komposter efter tilførsel til jord

Omsætningsraterne for den tilførte HPO og kompostprodukter i marken er kalibreret efter studier i den tilgængelige litteratur. Til parameterisering af direkte udbragt HPO er anvendt data for omsætningen af plantematerialer i jord med tilsvarende C/N forhold som HPO (Jensen et al. 2005). For kortidskompost er der valgt data for omsætningen af umodne komposter i jord (Claassen & Carey 2004), mens det for milekomposten er anvendt data for omsætningen af modne komposter i litteraturen (Amlinger et al. 2003; Gale et al. 2006). Disse observationer er foretaget ved forskellige temperaturer. Derfor er de normaliseret til 15°C ved at anvende temperaturresponsfunktionen fra Kirschbaum (1995). Disse data er så anvendt til at kalibrere omsætningsparametrene i Daisy, så de passer med den observerede nedbrydning. I Figur 3.9 ses de observerede data for forskellige komposter og modellens fit efter kalibreringen. Som det ses i figuren, eksisterer meget få studier på omsætningen af kulstof efter markudbringning af HPO og de komposterede produkter. Data stammer fra inkuberingsforsøg, som er lavet over kort tid med en maksimal periode på ca. 15 måneder.

Parameteriseringen af komposterne med en udtaget RDF-fraktion er lavet ved at anvende parametrene for omsætningen af det organiske materiale fra den tilsvarende kompost, hvor der ikke er fjernet en RDF fraktion, med den kemiske sammensætning angivet i Tabel 3.1.



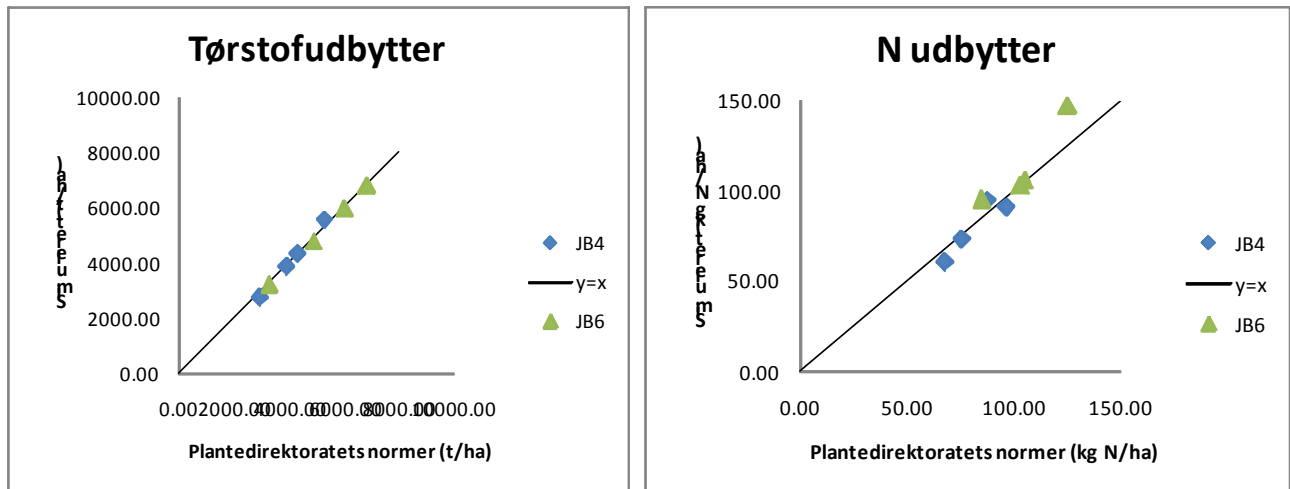
Figur 3.9. Sammenligning mellem Daisy simulering og C og N mineralisering fundet i litteraturen for HPO og forskellige komposter heraf. For Jensen et al. (2005), som er brugt i forbindelse med råkomposten er der beregnet et gennemsnit af nedbrydningen i plantematerialer med et relevant C/N forhold.

3.4.6 Initialisering af organisk materiale

For at initialisere fordelingen af organisk materiale i de forskellige puljer i Daisy-modellen er det nødvendigt at kende mængden af organisk materiale i jorden samt input'et af organisk materiale fra planterester med mere gennem den foregående periode, inden scenarierne startes (Bruun & Jensen 2002; Styczen et al. 2005). For at estimere input'et antages det, at sædskiftet, som vi har konstrueret, og klimaet også repræsenterer det sædskifte og klima, der har været før tilførslen af HPO. Derfor kan input estimeres ved at simulere sædskiftet inden HPO-tilførsler og opgøre input'et af organisk materiale under de betingelser.

3.4.7 Kalibrering af Daisy-udbytter

For at sikre at udbytterne, som simuleres af Daisy, er realistiske, er det nødvendigt at kalibrere afgrødemodellerne. Udbytterne er kalibreret i forhold til Plantedirektoratets normudbytter. I Figur 3.10 ses de simulerede udbytter efter kalibrering samt plantedirektoratets normudbytter, hvor der er et fint sammenfald for både tørstof og kvælstof.



Figur 3.10. Sammenligningen mellem simuleret udbytte og plantedirektoratets normudbytter for tørstof og kvælstof.

3.5 DAISY-simuleringer

Resultaterne i dette afsnit er angivet som emissionskoefficienter, som er beregnet ved hjælp af følgende formel:

$$k_e = \frac{e_{HPO} - e_{std}}{A} \quad (1)$$

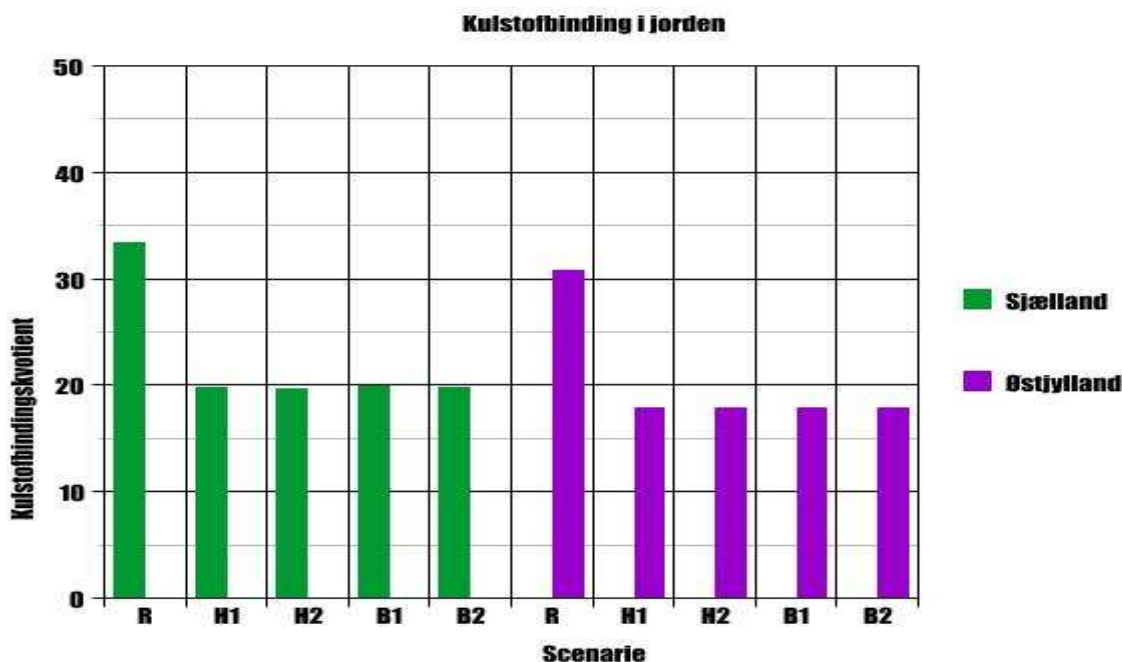
Hvor e_{HPO} er den akkumulerede emission af en given miljøbelastende komponent i scenariet med tilførsel af forskellige typer af komposteret HPO, mens e_{std} er den akkumulerede emission i det tilsvarende standardscenarie uden nogen tilførsel, og A er mængden af det givne element, som er tilført med det komposterede HPO. Når det handler om N udvaskning, er e_{HPO} den totale mængde af kvælstof, som udvaskes under 3 meters dybde i scenarier med tilførsel af komposteret HPO, e_{std} er kvælstoftabet fra et tilsvarende scenarie uden nogen tilførsel og A er mængden af kvælstof tilført med HPO. En tilsvarende beregning er lavet for andre tab af kvælstof; i dræn, N_2O emission og NH_3 -fordampning.

Konsekvenserne af tilførsel af komposteret HPO på kulstof er opgivet som kulstoflagringskoefficienter, som angiver andelen af det tilførte kulstof, som er lagret i stedet for andelen som er frigivet, på tilsvarende måde som for emissionskoefficienterne.

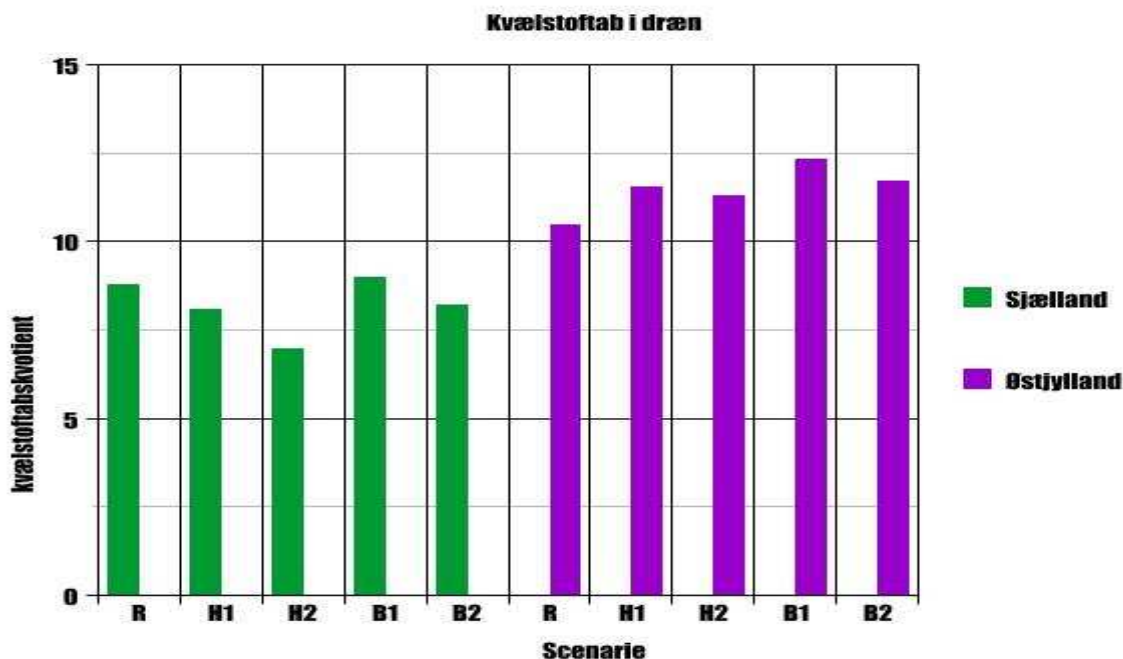
Simuleringerne er lavet over en periode på 100 år, og kulstoflagringen er opgjort som den tilbageværende mængde kulstof efter 100 år. De 100 år er fastlagt i forhold til FN's klimapanel IPCC, som arbejder med denne periode i henhold til bekæmpelse af menneskeskabte klimaændringer.

3.5.1 Kulstofbinding i jorden

Resultaterne af simuleringerne viser, at der er en betydelig lagring af kulstof i jorden som følge af udbringning af alle typer komposteret HPO på landbrugsjord. Alle undersøgte typer komposteret HPO skaber en øget lagring af kulstof i jorden i forhold til ingen tilførsel. Langtidskompostering viser sig at have den største effekt på kulstofbindingen pr. ton tilført færdig kompost, da det her opnås, at ca. 1/3 af den tilførte kulstof er tilbage i jorden efter 100 år. For henholdsvis korttidskompostering og direkte HPO-udbringning opnås, at 18 til 20 % af det tilførte kulstof er tilbage i jorden efter 100 år, med en højere mængde resterende kulstof på den sjællandske jord i forhold til den østjyske jord.



Figur 3.11. Kulstofbindingskvotienter i jorden 100 år efter tilførsel af forskellige typer af komposteret HPO opgjort i % af tilført kulstof. For både Sjælland og Østjylland gælder det at R=Referencescenarie, H1=Hovedscenarie 1, H2=Hovedscenarie 2, B1=Biscenarie 1 og B2=Biscenarie 2.



Figur 3.12. Emissionskvotientkoefficienter for kvælstoftab via dræn over 100 år opgjort i % af tilført kvælstof. For både Sjælland og Østjylland gælder det at R=Referencescenarie, H1=Hovedscenarie 1, H2 =Hovedscenarie 2, B1=Biscenarie 1 og B2=Biscenarie 2.

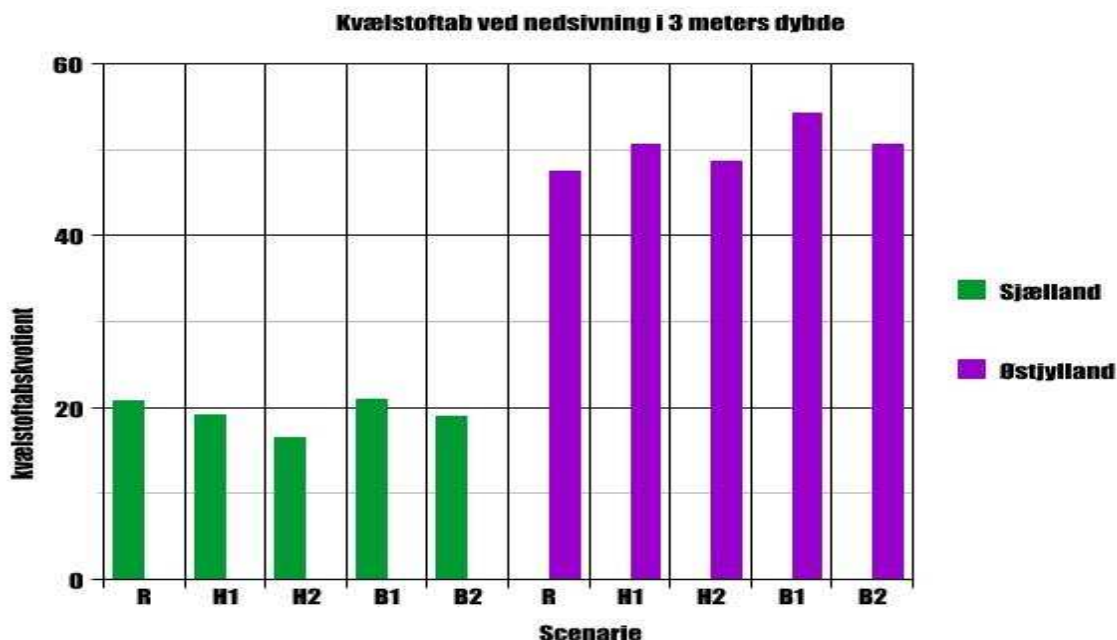
3.5.2 Kvælstoftab i dræn

Som vist i Tabel 3.7 er kvælstofindholdet i det komposterede HPO mellem 0,5 og 0,7 %. Som det ses i Figur 3.12 og Figur 3.13, er der en betydelig andel af det kvælstof som tilføres med det komposterede HPO som tabes gennem drænen og ved nedsivning over de 100 år.

Kvælstof, som tabes gennem drænafstrømning eller nedsivning, er i procent af det tilførte højest på de lettere jorde med mere nedbør og slår derfor også stærkere igennem i Østjylland sammenlignet med Sjælland. Kvælstoftabet i drænen på Sjælland ligger mellem 7 og 9 % af det med komposterede HPO ekstra tilførte kvælstof. Det ses på Sjælland, at tabet i referencescenariet samt de to hovedscenarier stiger med graden af kompostering af den anvendte HPO. På den østjyske JB4 jord er tabet marginalt højere end på Sjælland, med et tab på 10 til 12 %.

3.5.3 Kvælstoftab ved nedsivning

For kvælstoftab ved nedsivning til under 3 meter ses der noget højere værdier end for drænafstrømningen, specielt under østjyske forhold. Fordelingen af kvælstoftab gennem drænafstrømning og udvaskning er i høj grad afhængig af antagelsen om ,hvor stor en andel af vandet der tabes gennem drænet, som er lavet i forbindelse med opsætningen af Daisy-modellen. De anvendte antagelser er dog rimeligt repræsentative for de anvendte jorde, så dette vurderes ikke som problematisk.



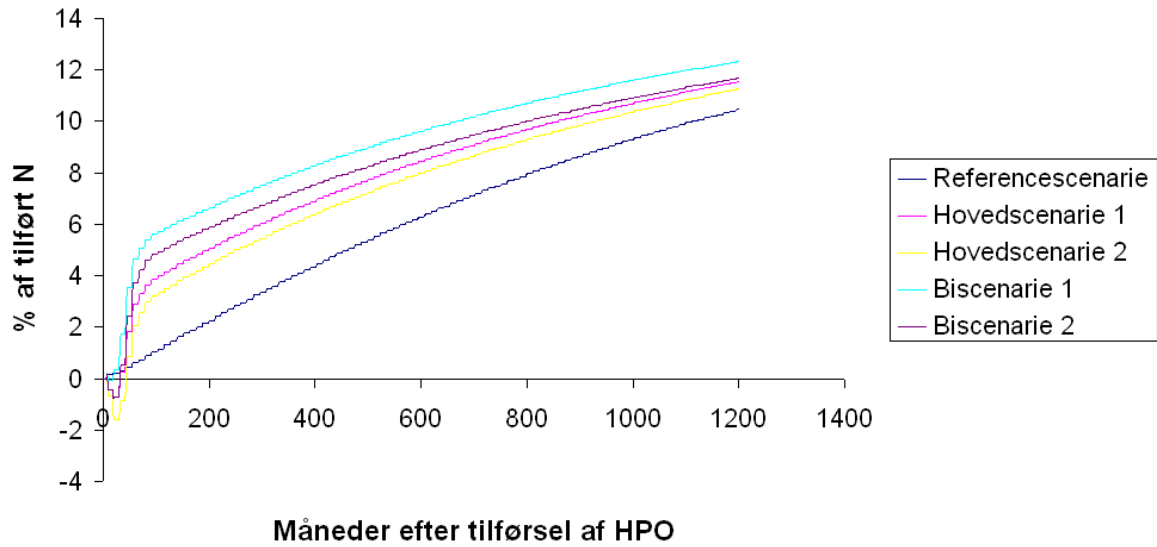
Figur 3.13. Emissionskoefficient for kvælstoftab ved nedsivning under 3 meters dybde i løbet af 100 år. Scenariforkortelser er de samme som i Figur 3.11 og Figur 3.12.

Under de østjyske forhold bliver mellem 47 og 54 % af det med komposteret HPO ekstra tilførte kvælstof er udvasket ved nedsivning til under 3 meters dybdegrundvandet. Dette er væsentligt højere end under sjællandske forhold, hvor højest 21 % udvaskes gennem nedsivning (Figur 3.13).

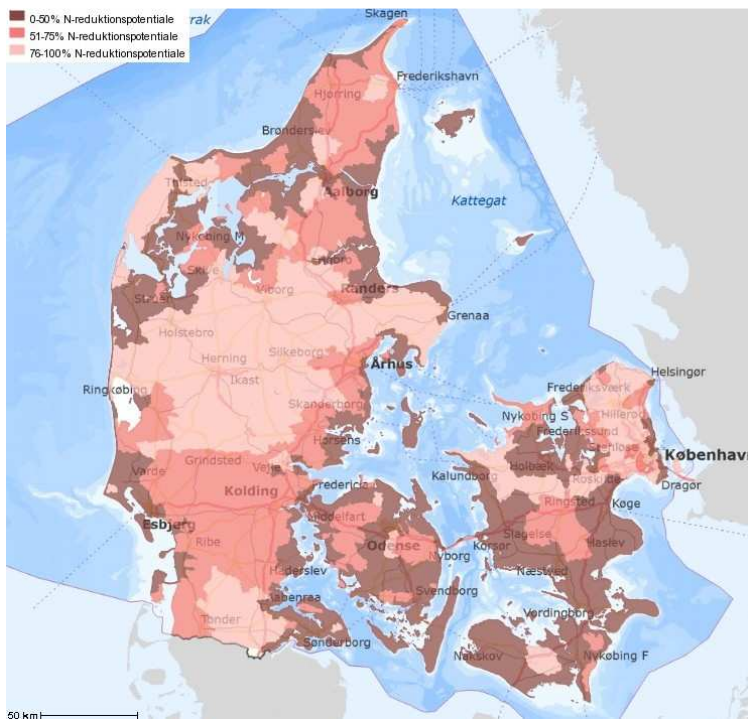
Ved tilførsel af komposteret HPO på marken sker der ved de fleste HPO produkter en mineralisering i den første tid efter tilførslen. Som det ses i Figur 3.14, som viser kvælstoftabet i drænen, udvaskes der mindre kvælstof i starten i hovedscenarierne og biscenarierne med umodne komposter i forhold til ingen tilførsel af HPO eller kompost. Efter den indledende fase, hvor der udvaskes mindre kvælstof fra direkte udbragt HPO og korttidskomposteret HPO, udvaskes en højere andel kvælstof fra alle scenarier i forhold til scenarierne uden tilførsel. Dette skyldes at der i referencescenariet er en konstant øget kvælstofmineralisering udenfor vækstsæsonen, mens der i de umodne HPO produkter sker en immobilisering i starten. Over perioden på 100 år nærmer alle typer af HPO og komposterede produkter sig samme kvælstoftab.

Simuleringen beregner tabet ved nedsivning i 3 m dybde, men til vandet og næringsstofferne reelt når grundvandet, sker der en yderligere hovedsagelig kemisk nitratreduktion. Ved at kigge på nitratreduktionskortet i Figur 3.15, kan det ses, at nitratreduktionen er meget varierende både i området omkring Århus i Østjylland og København på Sjælland.

N-afstrømning i dræn i procent af tilført N i forhold til ingen tilførsel af HPO



Figur 3.14. Udvaskning af kvælstof i scenarier med HPO tilførsel i forhold til tilsvarende scenarier uden HPO tilførsel.

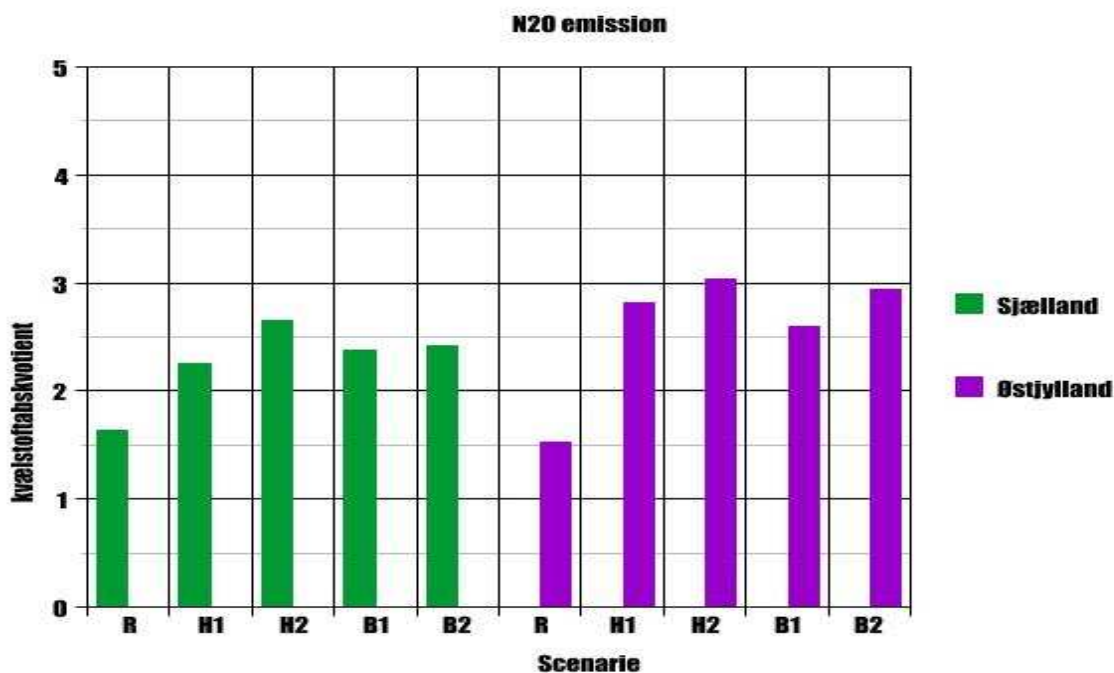


Figur 3.15. Kort over kvælstofreduktionen fra kvælstoffet forlader rodzonen og til det når vandmiljøet. (Danmarks Miljøportal 2010).

Ud fra kortet er der lavet en antagelse om, at der sker yderligere 50 % reduktion af det udvaskede kvælstof, inden det når grundvandet. Dette er ikke medregnet i Tabel 3.9 i dette afsnit, da denne reduktion sker uden for Daisy-simulerings grænser.

3.5.4 N₂O-emission

I både Østjylland og Sjælland er der en betydelig lavere andel af det tilførte kvælstof som udledes som N₂O, når komposteret HPO er tilført som moden kompost i stedet for som direkte udbragt materiale eller korttidskompost. Selvom de forskellige behandlinger har forskellig indvirkning på udledningen af N₂O, er der tale om relativt små mængder i forhold til den samlede kvælstofbalance, med maksimalt 5,30 kg N/ha af det tilførte kvælstof fra komposteret HPO der afgives som N₂O over 100 år. Det skal dog bemærkes, at N₂O er en meget kraftig drivhusgas.



Figur 3.16. Emissionskoefficient for N₂O emission fra landbrugsjorden efter tildeling af komposteret HPO i løbet af 100 år. Scenariforkortelser er de samme som i Figur 3.11 og Figur 3.12.

3.5.5 Ammoniaktab ved fordampning

Ammoniaktabet i Daisy beregnes med en simpel standardkoefficient, som fastlægges alt efter hvilket materiale der simuleres. I dette studie er det antaget som standard i Daisy, at der fordampes 15 % af den tilførte ammonium-N. Det er antaget at ammoniumindholdet i HPO-produkterne er på 1 %, hvorfor der findes et ammoniak-N tab ved fordampning på 0,15 %. Dette simuleres i Daisy til at sker umiddelbart ved tilførslen. Grunden til, at der er en meget lille emission af am-

moniak fra HPO, er det lille indhold af ammonium, mens der f.eks. fra gylle er væsentlig større fordampning som følge af det større ammoniumindhold. Fordampningen af NH₃ fra komposteret HPO er derfor ikke af større betydning i forhold til udbringningen af dette på marker.

3.5.6 Effekt på høstudbytte

Effekten af HPO på udbyttet fra afgrøderne er meget begrænset i de opstillede scenarier og under de antagne forhold. Den samlede øgning af udbyttet over 100 år ved tilførsel af HPO-kompost er mellem 267 og 343 kg tørstof / ha alt efter typen af komposteret HPO, med direkte udbragt HPO som den laveste og korttidskomposteret HPO efter fjernelse af RDF fraktionen som den højeste. I dette simuleringssstudie er den største effekt på udbytte konstateret på vinterraps. Det skal bemærkes, at en meget stor del af forøgelsen for direkte udbringning og korttidskompostering ligger i det første sædskifte, hvor vinterraps har et øget udbytte på ca. 50 % af den totale forøgelse over de 100 års simuleringer. Den færdige milekompost giver en forøgelse på 320 kg tørstof / ha over de 100 år, men denne er spredt ud over en længere periode og ikke så karakteristisk i det første sædskifte.

3.5.7 Emissionskoefficienter

Som det ses i Tabel 3.8, er der store variationer i effekterne af de forskellige HPO-komposter på miljøet. Dette skyldes bl.a., at der tilføres forskellige mængder C og N i de enkelte scenarier. Tabel 3.9 viser emissionskoefficienter, hvilket er de koefficienter, som benyttes i EASEWASTE simuleringerne. Her er der stadig store forskelle mellem de enkelte scenarier. Dette skyldes, at der er forskel på hvor hurtigt HPO komposterne mineraliseres samt store forskelle mellem Sjælland og Østjylland, i parametre som jordbundsforhold, nedbør samt fordeling af afstrømningsmængder mellem dræn og nedsivning.

Tabel 3.8. Samlet tabel over miljøeffekterne i kg C/ha og kg N/ha fra tilførslen af forskellige HPO produkter. Akk = akkumuleret værdi over den 100 års simuleringssperiode.

| | | Tilført C | Tilført N | N ₂ O | C binding | N dræn tab | N-tab 3m | NH ₃ for-dampning |
|------|---------|-----------|-----------|------------------|-----------|----------------|----------------|------------------------------|
| | | Kg C/ha | Kg N/ha | Kg N/ha (akk.) | Kg C/ha | Kg N/ha (akk.) | Kg N/ha (akk.) | Kg N/ha (akk.) |
| Øst | Ref. | 3981 | 225 | 3,67 | 1331 | 19,79 | 46,81 | 0,34 |
| | Hoved 1 | 5177 | 171 | 3,83 | 1024 | 13,78 | 32,72 | 0,26 |
| | Hoved 2 | 7097 | 168 | 4,46 | 1269 | 11,73 | 27,65 | 0,25 |
| | Bi 1 | 4424 | 166 | 3,95 | 881 | 14,93 | 34,94 | 0,25 |
| | Bi 2 | 6536 | 181 | 4,37 | 1294 | 14,84 | 34,19 | 0,27 |
| Vest | Ref. | 3981 | 225 | 3,44 | 1227 | 23,60 | 106,85 | 0,34 |
| | Hoved 1 | 5177 | 171 | 4,81 | 922 | 19,70 | 86,30 | 0,26 |
| | Hoved 2 | 7097 | 168 | 5,09 | 1269 | 18,97 | 81,65 | 0,25 |
| | Bi 1 | 4424 | 166 | 4,32 | 787 | 20,52 | 90,24 | 0,25 |
| | Bi 2 | 6536 | 181 | 5,30 | 1165 | 21,11 | 91,44 | 0,27 |

Tabel 3.9. Koefficienter for miljøeffekter i % af tilført kulstof og kvælstof ved tilførsel af forskellige HPO-produkter, som bruges i EASEWASTE-modelleringerne. For nedrivning af kvælstof i 3 meters dybde bruges i EASEWASTE en værdi på 50 % af den i tabellen anførte jf. den beskrevne ekstra kvælstofreduktion. Akk = akkumuleret værdi over den 100 års simuleringsperiode.

| | | N₂O | C binding | N dræn tab | N tab 3m | NH₃ fordampning |
|------|-----------|-----------------------|------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------------------|
| | Scenarier | % af tilført N (akk.) | % af tilført C | % af tilført n (akk.) | % af tilført n (akk.) | % af tilført n (akk.) |
| Øst | Ref. | 1,6 | 33,4 | 8,8 | 20,8 | 0,15 |
| | Hoved 1 | 2,2 | 19,8 | 8,1 | 19,2 | 0,15 |
| | Hoved 2 | 2,6 | 19,6 | 7,0 | 16,4 | 0,15 |
| | Bi 1 | 2,3 | 19,9 | 9,0 | 21,0 | 0,15 |
| | Bi 2 | 2,4 | 19,8 | 8,2 | 18,9 | 0,15 |
| Vest | Ref. | 1,5 | 30,8 | 10,5 | 47,4 | 0,15 |
| | Hoved 1 | 2,8 | 17,8 | 11,5 | 50,6 | 0,15 |
| | Hoved 2 | 3,0 | 17,9 | 11,3 | 48,5 | 0,15 |
| | Bi 1 | 2,6 | 17,8 | 12,3 | 54,2 | 0,15 |
| | Bi 2 | 2,9 | 17,8 | 11,7 | 50,6 | 0,15 |

4 Vurdering af potentielle miljøpåvirkninger i de opstillede scenarier

I dette kapitel vises resultaterne af miljøvurderingen vha. en række figurer, som angiver potentiel miljøpåvirkning (målt i millipersonækvivalenter – mPE) i de respektive påvirkningskategorier per ton HPO-udgangsmateriale. For hver miljøpåvirkningskategori angives resultater for Øst- og Vestdanmark repræsenteret ved hhv. Vestforbrændings og Århus Kommunes affaldsområder.

Vi gør opmærksom på, at udgangsmaterialet består af 1 normeret ton HPO, som i princippet skal disponeres på samme måde som hele årets HPO-produktion. Det vil sige, at der for hvert ton HPO er mulighed for at korttidskompostere materialet fra maj, juni og juli, i alt 347 kg, direkte at udbringe materialet på landbrugsjord fra august svarende til 97 kg samt at langtidskompostere resten fra perioderne januar-april og september-december. I de tilfælde, hvor der ikke foretages korttidskompostering eller direkte udbringning, langtidskomposteres materialet fra maj-august ligeledes. Med den valgte tilgang er det således de potentielle miljøkonsekvenser af at disponere over de samlede HPO-mængder repræsenteret ved 1 normeret ton HPO med en kombination af behandlingsmetoder, som opgøres og sammenlignes.

I afsnit 4.1 vises nettoresultaterne fordelt på ”standard”-miljøpåvirkningskategorierne drivhuseffekt, forsuring, næringsstofberigelse og fotokemisk ozondannelse (smog) samt de toksiske miljøpåvirkningskategorier økotoksicitet i vand og human toksicitet via luft, vand og jord. Desuden angives de potentielle miljøpåvirkninger i kategorien ødelagte grundvandsressourcer. Vi gør opmærksom på, at resultater i de ikke-toksiske påvirkningskategorier traditionelt betragtes som mere velunderbyggede, og derfor bør tillægges mere vægt end de toksiske påvirkningskategorier. Dette skyldes til dels generel konsensus om beregningsmetoder for drivhuseffekt, forsuring etc., samt det forhold, at datagrundlaget for at vurdere toksicitet er væsentligt mere usikkert. Mht. ødelagte grundvandsressourcer bør det nævnes, at denne påvirkningskategori ikke er en del af den oprindelige EDIP-metode.

I afsnit 4.2 vises resultaterne for udvalgte påvirkningskategorier fordelt på underliggende processer, således at det er muligt at afgøre, hvilke livscyklusstadier, f.eks. transport eller behandlingen på komposteringsanlæg, som bidrager mest til miljøpåvirkningerne.

4.1 Potentielle miljøpåvirkninger i scenarierne

Figur 4.1 til 4.9 viser potentielle miljøpåvirkninger angivet i millipersonækvivalenter (mPE) i de ni påvirkningskategorier, som det blev valgt at inddrage i miljøvurderingen. Hver graf indeholder resultater for to gange seks scenarier, placeret hhv. i Øst- og Vestdanmark. De tre første scenarier, Referencescenariet, Hovedscenarie 1 og Hovedscenarie 2, repræsenterer hhv. langtidskompostering af hele HPO-mængden (den nuværende situation), korttidskompostering af materialet fra

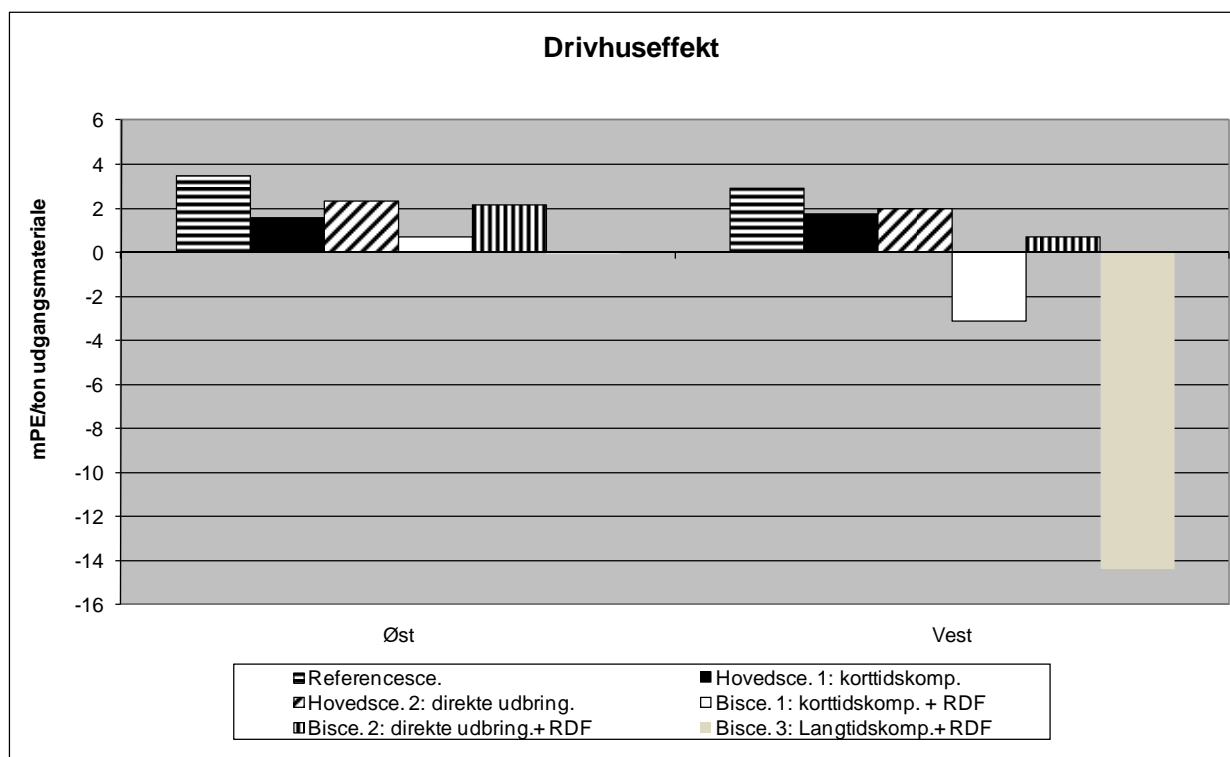
maj, juni og juli og langtidskompostering af resten samt direkte udbringning af HPO-materialet fra august og langtidskompostering af resten. De tre resterende scenarier, Biscenarie 1-3, beskriver en situation, hvor der yderligere bliver udsortet en RDF-fraktion til forbrænding fra udgangsmaterialet.

På figur 4.1 vises den potentielle drivhuseffekt i scenarierne. De potentielle miljøpåvirkninger i denne påvirkningskategori skyldes overvejende metan og lattergasemissioner; i scenarier med forbrænding af RDF spiller undgåede emissioner af fossilt CO₂ også en væsentlig rolle. Ved sammenligning af langtidskompostering med korttidskompostering og direkte udbringning, skal man sammenligne de tre scenarier til venstre på figuren i hhv. øst og vest. I Østdanmark, dvs. i Vestforbrændings område, giver korttidskompostering mindst potentiel miljøpåvirkning, derefter kommer direkte udbringning, og langtidskompostering ender på tredjepladsen. Den samme rangfølge ses i Vestdanmark i Århusområdet. Generelt gælder disse resultater for samtlige miljøpåvirkningskategorier.

Det gøres dog opmærksom på, at der i drivhuseffektkategorien er tale om meget små absolutte værdier mellem 1 og 4 mPE per ton udgangsmateriale, og en mere konservativ konklusion vil være, at de undersøgte behandlingsmetoder er nogenlunde ligeværdige mht. potentiel drivhuseffekt.

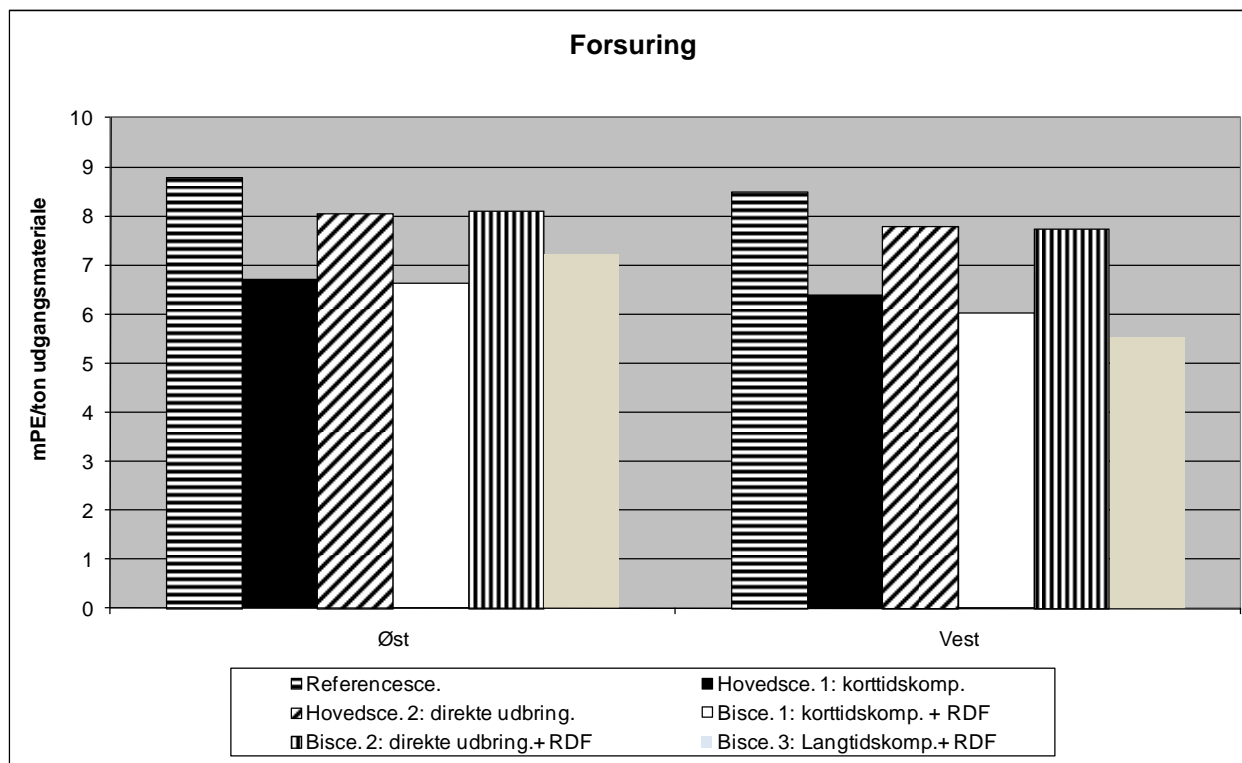
De resterende scenarier, som alle indeholder udsortering af en RDF-fraktion til forbrænding, skal sammenlignes parvis med det respektive scenarie uden RDF-udsortering. Biscenarie 3 (langtidskompostering og udsortering af mest muligt RDF) skal således sammenlignes med Reference-scenariet, hvor der ikke udsorteres RDF. På samme måde skal Hovedscenarie 1 sammenlignes med Biscenarie 1 og Hovedscenarie 2 med Biscenarie 2. Konklusionen af denne sammenligning er, at udsortering af RDF i alle tilfælde udgør en miljømæssig fordel. Denne konklusion gælder for alle potentielle miljøpåvirkningskategorier, dog især i drivhuseffektkategorien, hvor der er relativ stor effekt af forbrænding af RDF. Man kan dog ikke ved at betragte figuren og f.eks. sammenligne Biscenarie 3 med de resterende scenarier konkludere, at langtidskompostering må være den miljømæssigt set bedste løsning, idet scenarierne er konstrueret således, at der ikke udsorteres RDF fra udgangsmaterialet for langtidskompostering i de resterende scenarier.

De iagttagne forskelle mellem langtidskompostering, korttidskompostering og direkte udbringning skyldes forholdsvis komplicerede relationer mellem emissioner på behandlingsanlæg og efterfølgende emissioner og undgåede emissioner fra landbrugsjorden; transport spiller en underordnet rolle. Som et eksempel resulterer korttidskompostering i færre emissioner af CH₄ og N₂O end ved langtidskompostering af den samme HPO-andel. På samme måde er der mere uomsat kulstof i korttidskomposten, som kan bidrage til kulstofsekvestring, men dette modvejes til dels af, at af en relativt set større del af kulstoffet i langtidskomposten lagres i jorden.

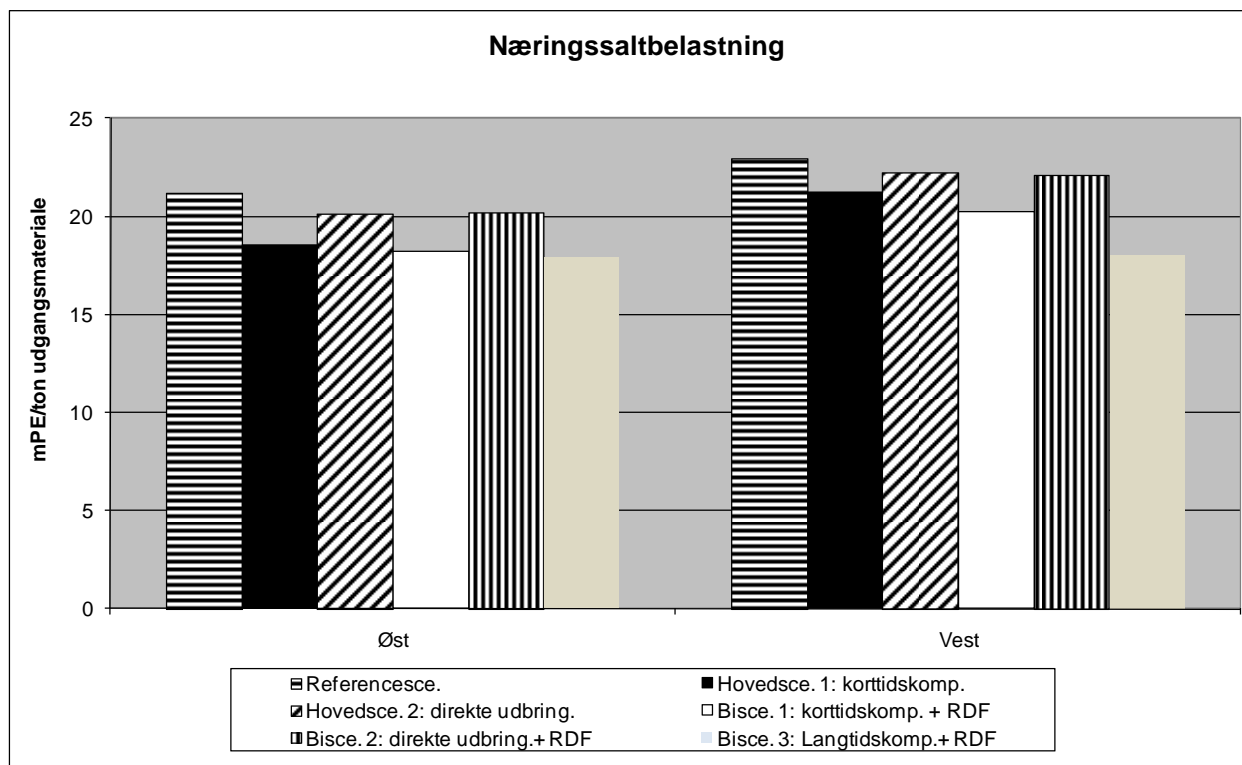


Figur 4.1. Potentiel drivhuseffekt i scenarier geografisk placeret i hhv. øst (Vestforbrændings område) og vest (A-faldVarme Århus´område). De tre søjler til venstre i hver blok viser scenarier med langtidskompostering, korttidskompostering samt direkte udbringning af HPO. De tre søjler til højre i hver blok viser tilsvarende scenarier med yderligere udsortering og forbrænding af en RDF-fraktion. I alle scenarier langtidskomposteres det resterende HPO-materiale.

Figur 4.2 viser potentiel forsurening, som til overvejende del skyldes ammoniakfordampning fra komposteringsprocessen med et mindre bidrag fra NO_x -emission fra transportprocesser. Værdierne ligger mellem 5 og 9 mPE/ton udgangsmateriale, og rangfølgen mellem Referencescenariet, Hovedscenarie 1 og Hovedscenarie 2 er den samme som for drivhuseffekt. Dette skyldes, at der udsorteres en HPO-mængde ved korttidskompostering og ved direkte udbringning, som derved ikke gennemgår langtidskompostering med den dertil knyttede større emission af ammoniak. Den efterfølgende ammoniakfordampning i jordmiljøet beregnes af DAISY-modellen til at være betydelig mindre end under komposteringsprocessen.



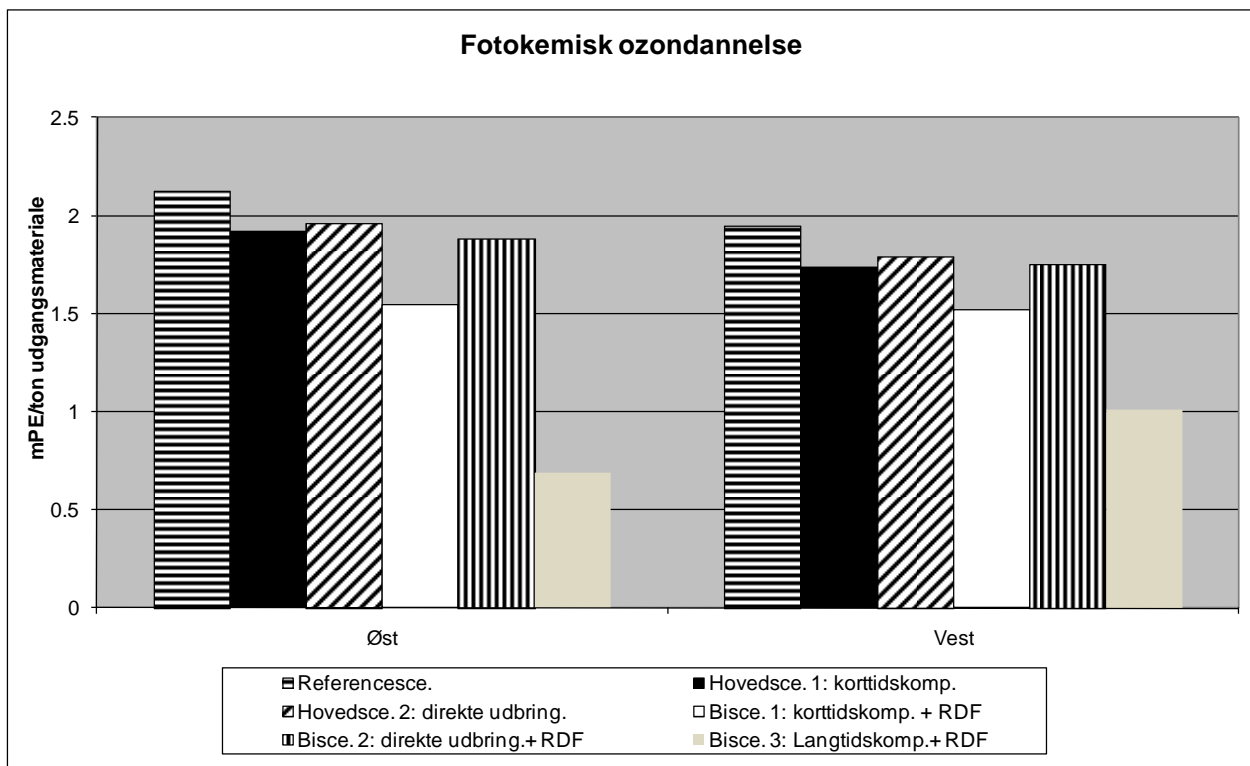
Figur 4.2. Potentiel forsuring.



Figur 4.3. Potentiel nærings saltbelastning.

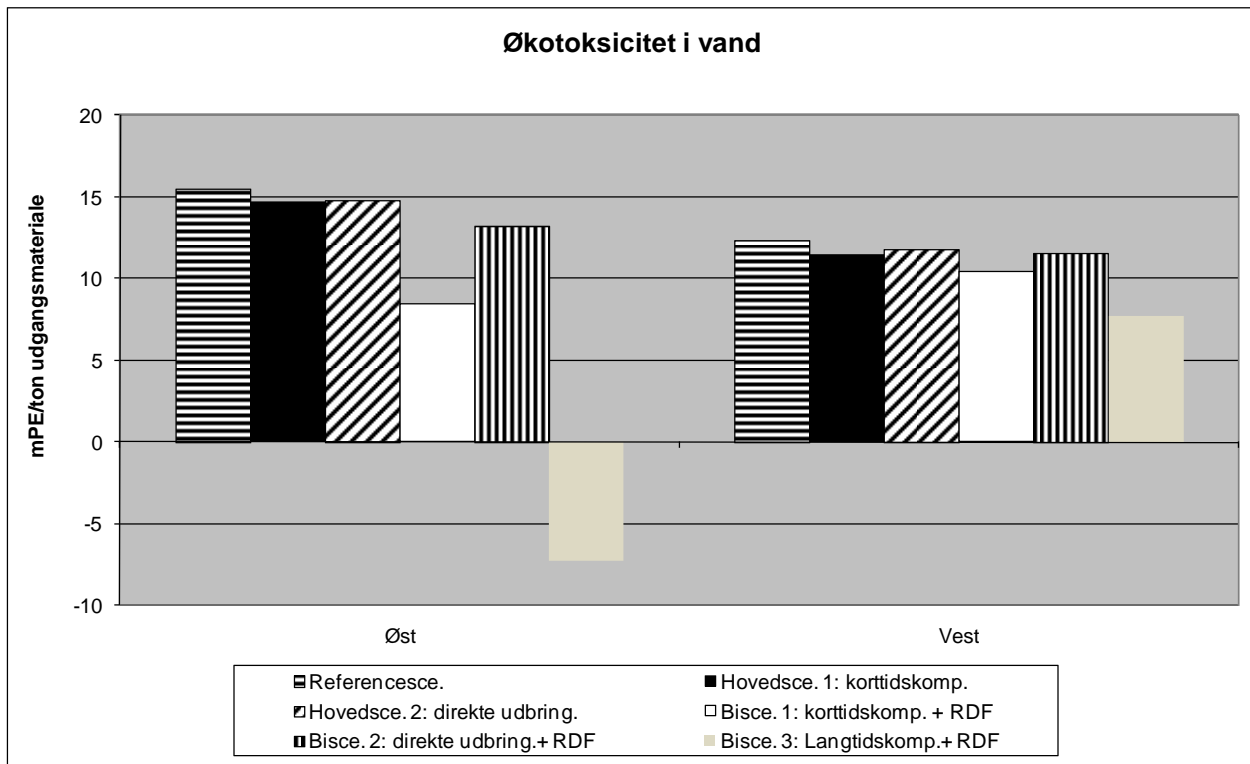
Næringssaltbelastningen vist i Figur 4.3 skyldes til næsten lige stor del nitratafstrømning til overfladevand fra udbringning af kompost og ammoniakemissioner fra komposteringsprocesserne. Dertil kommer et mindre bidrag fra NO_x-emission fra transport. Værdierne ligger mellem 18 og 22 mPE/ton udgangsmateriale, og rangordenen mellem Referencescenariet, Hovedscenarie 1 og Hovedscenarie 2 er den samme som for de foregående påvirkningskategorier. De forklares med det forhold, at en mindre mængde HPO langtidskomposteres, hvorved ammoniakfordampningen også mindskes, og samtidig er overfladeafstrømning af nitrat mindre ved direkte udbringning og korttidskompostering.

Figur 4.4 viser potentiel fotokemisk ozondannelse (smog). Denne påvirkningskategori skyldes hovedsagelig metan fra komposteringsprocessen og VOC fra dieselforbrug. Da der er tale om meget små absolutte værdier, mindre end 2,5 mPE/ton udgangsmateriale, og der samtidig ikke indgår nogen undgåede emissioner, som kan påvirke nettoværdierne, tilrådes det at tillægge denne påvirkningskategori mindre vægt.



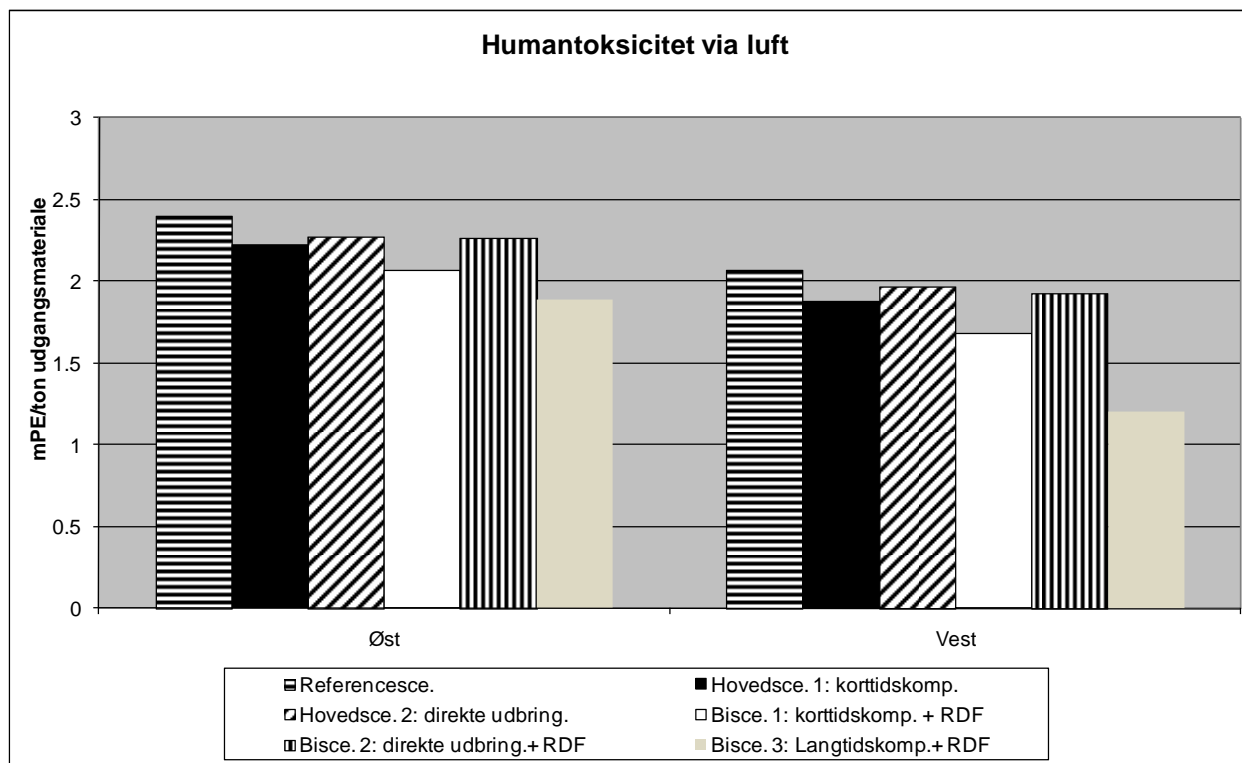
Figur 4.4. Potentiel fotokemisk ozondannelse.

Figur 4.5 viser potentiel økotoksicitet i vand. Denne påvirkningskategori stammer fra dieselforbrug i forbindelse med transport og håndtering af HPO på behandlingsanlæg. I biscenarierne spiller brændselsbesparelser ved energisubstitutionsprocesserne også ind. For Referencescenariet og hovedscenarierne er potentiel økotoksicitet i vand meget ens, og afspejler den lille forskel i dieselforbrug scenarierne imellem.

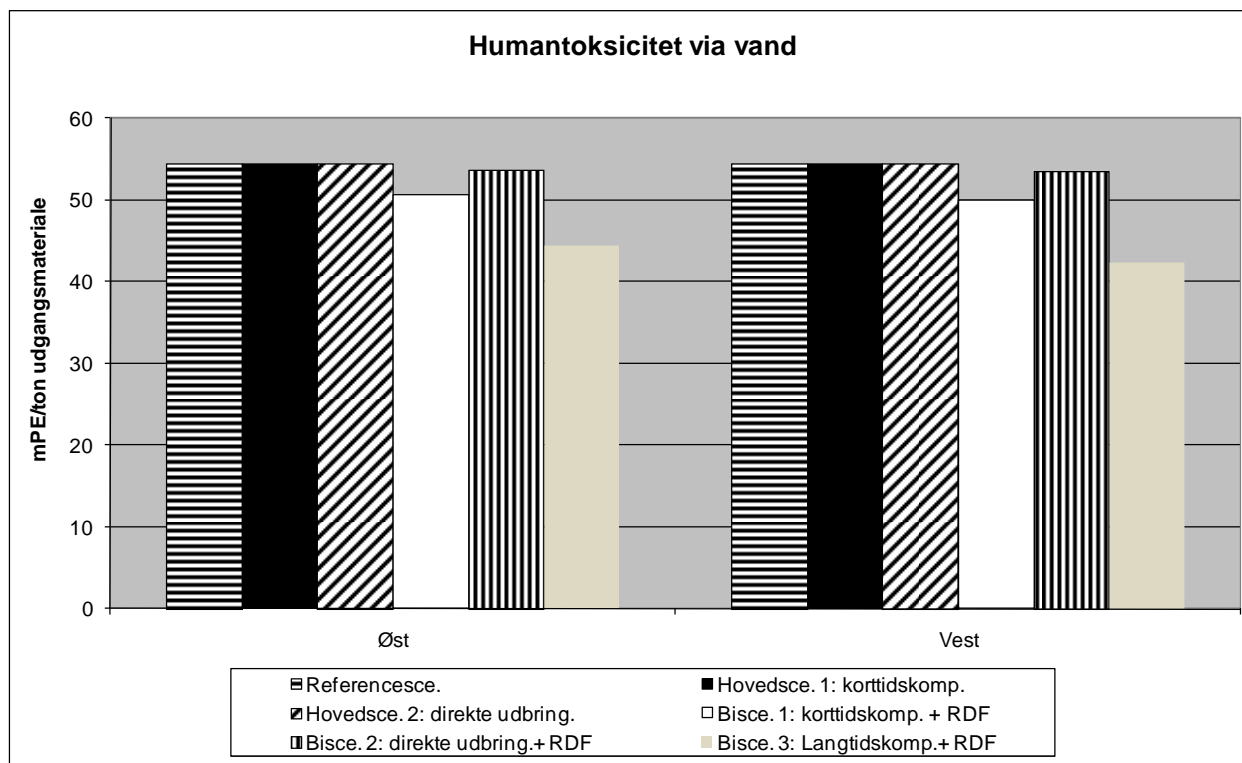


Figur 4.5. Potentiel økotoksicitet i vand.

Figur 4.6 viser potentiel humantoksicitet via luft. Miljøpåvirkninger i denne kategori skyldes næsten udelukkende VOC-emission fra dieselforbrug. Forklaringen på de observerede forskelle mellem scenarierne er som for økotoksicitet i vand. Da der er tale om meget små absolutte værdier, og der samtidig ikke indgår nogen undgåede emissioner, som kan påvirke nettoværdierne, tilrådes det at tillægge denne påvirkningskategori mindre vægt.

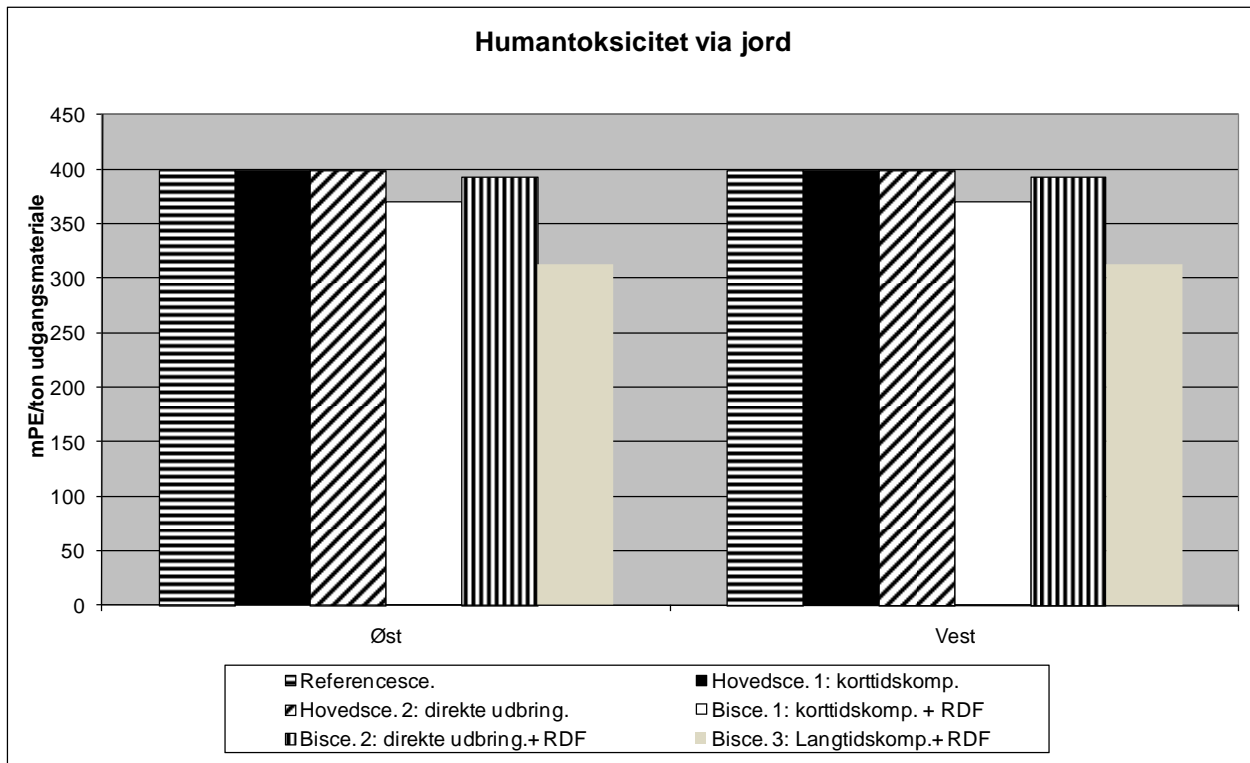


Figur 4.6. Potentiel humantoksicitet via luft.



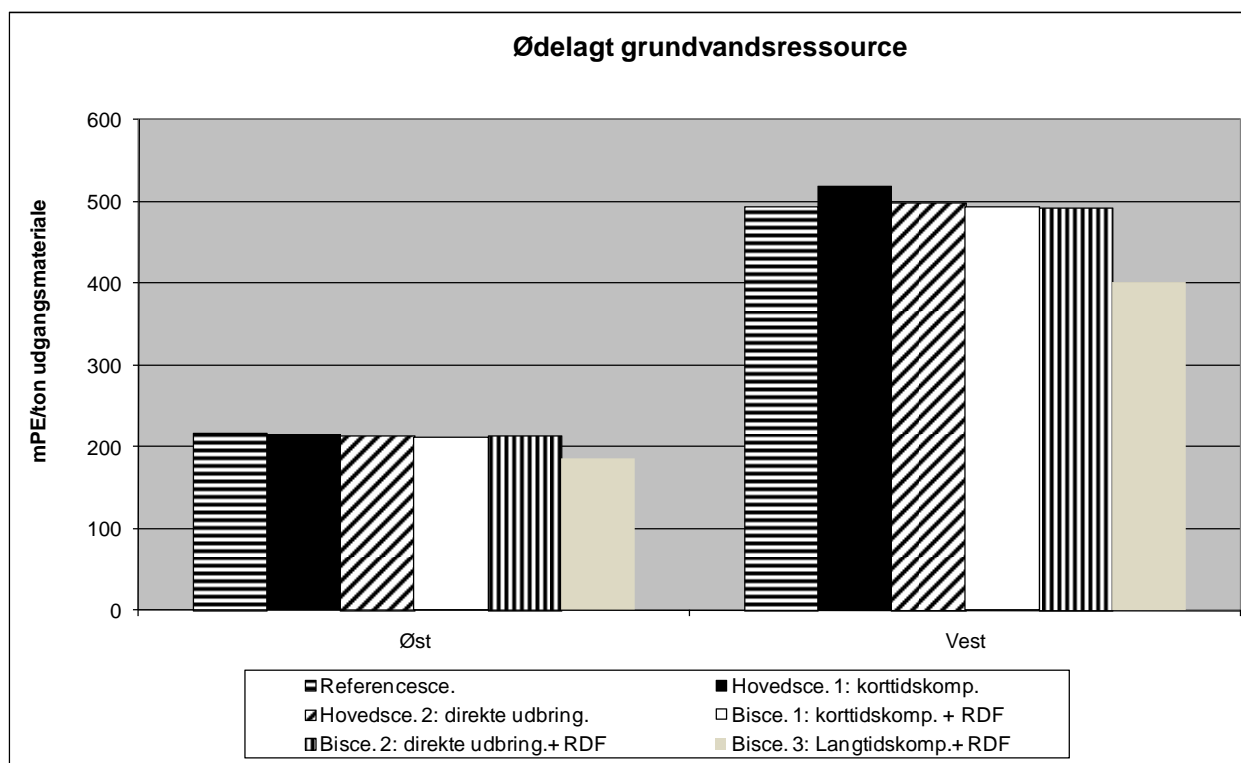
Figur 4.7. Potentiel humantoksicitet via vand.

Potentiel humantoksicitet via vand (Figur 4.7) skyldes kviksølvindhold i HPO, som ved udbringning af komposteringsprodukter når jordmiljøet, hvorfra en del vil ende i vandmiljøet ved afstrømning. Da Hg-indholdet forbliver i restproduktet ved alle behandlingsmetoder bliver de potentielle miljøpåvirkninger ens for de scenarier, hvor der ikke indgår forbrænding af RDF. I scenarier med RDF spiller energisubstitutionsprocesser på forbrændingsanlæggene også ind. Der er tale om relativt store værdier for de potentielle miljøpåvirkninger med maksimum omkring 54 mPE/ton udgangsmateriale.



Figur 4.8. Potentiel humantoksicitet via jord.

Figur 4.8 viser potentiel humantoksicitet via jord, som skyldes indhold af metaller - hovedsagelig arsenik, krom og molybdæn – i komposteringsprodukterne. Der er tale om store potentielle miljøpåvirkninger i størrelsesordenen 400 mPE/ton udgangsmateriale. Forklaring på scenariernes rangfølge er som for humantoksicitet via vand.



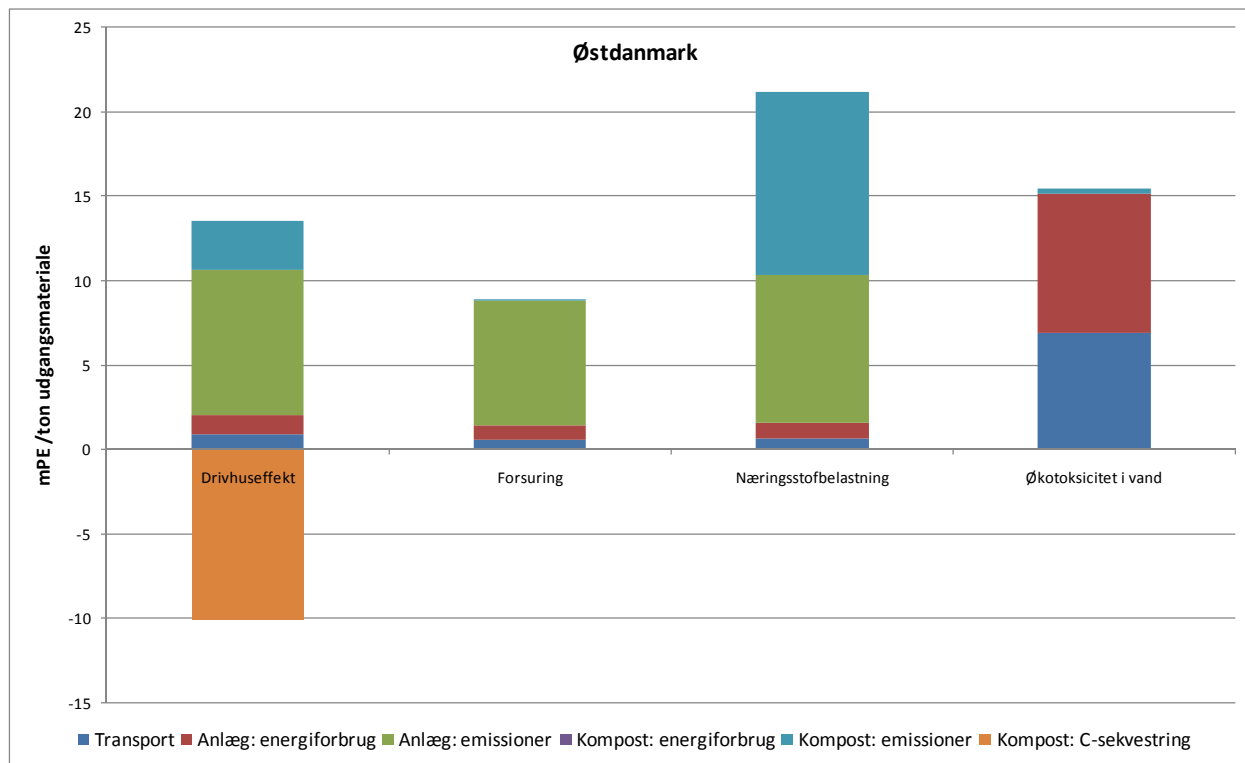
Figur 4.9. Potentielle ødelagte grundvandsressourcer.

Potentielle ødelagte grundvandsressourcer skyldes udelukkende nedsivning af nitrat fra udbringning af komposteringsprodukter. Som det ses af figuren er der næsten lighed mellem scenarierne med forskellige behandlingsmetoder, men med en stor geografisk forskel mellem Øst og Vestdanmark. De absolutte værdier er store med en maksimumsværdi på over 500 mPE/ton udgangsmateriale. Ifølge DAISY-simuleringerne er nedsivningen på landbrugsjord størst for langtidskomposteret HPO efterfulgt af korttidskomposteret og direkte udbragt materiale. Som nævnt ovenfor følger kvælstoftabet ved komposteringsprocesserne det samme mønster. På den måde bliver der mindre kvælstof tilbage i langtidskomposteret HPO, men nedsivningen er større. Til sammen udligner disse forhold hinanden, og de potentielle ødelagte grundvandsressourcer bliver praktisk taget ens for alle scenarier. Den geografiske effekt skyldes forskel mht. klima, jordbundstype og andre landbrugstekniske forhold mellem Øst og Vestdanmark.

4.2 Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på processer og behandlingsmetoder

På figur 4.10 og 4.11 er vist de potentielle miljøpåvirkninger i Referencescenariet i påvirkningskategorierne drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning og økotoksicitet i vand i hhv. Øst og

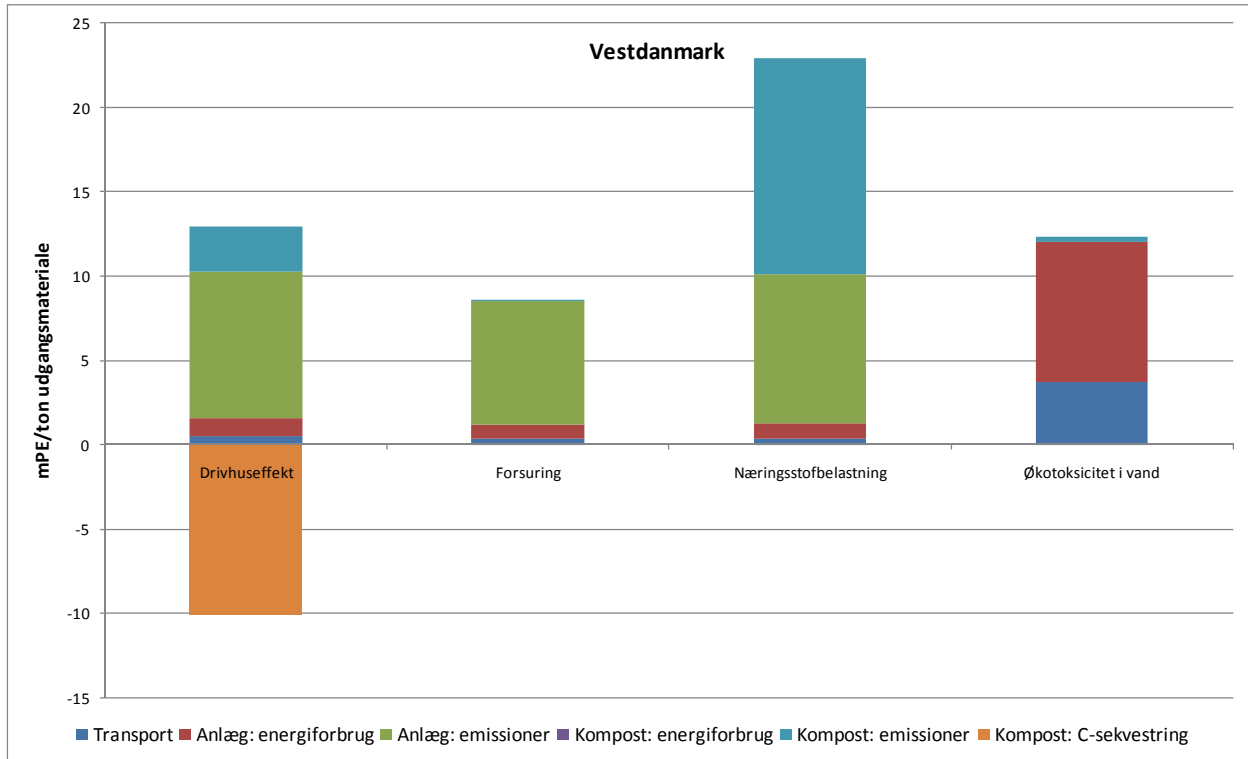
Vestdanmark fordelt på processer og behandlingsmetoder. Disse fire kategorier er valgt, fordi de potentielle miljøpåvirkninger, som det ses af figurerne, stammer fra flere underliggende processer. I de resterende påvirkningskategorier, humantoksicitet via vand og jord samt ødelagte grundvandsressourcer, stammer de potentielle miljøpåvirkninger fra én proces, her udbringning af komposteringsprodukter. Humantoksicitet via luft og fotokemisk ozonedbrydning er udeladt pga. af de meget små absolutte værdier i disse påvirkningskategorier, mindre end 2,5 mPE/ton.



Figur 4.10. Potentielle miljøpåvirkninger i Referencescenariet i Østdanmark fordelt på processer og behandlingsmetoder.

Potentiel drivhuseffekt består af bidrag af nettomiljøbelastninger fra emissioner fra selve processen på komposteringsanlægget. Energiforbrug inklusiv forbrænding af dieselolie på anlægget spiller en mindre rolle. Emissioner fra udbringning af kompost bidrager ligeledes til drivhuseffekt med en mindre del. Transport giver et meget lille bidrag i denne påvirkningskategori. Derimod er der en væsentligt undgået emission pga. kulstoflagring i jorden fra udbringning af kompost. Forsuring stammer i stor udstrækning fra emissioner fra komposteringsprocessen med et lille bidrag fra dieselforbrug ved transport og håndtering af HPO på anlægget. Næringsstoffbelastning udgøres af to næsten lige store bidrag fra udbringning af kompost og emissioner fra komposteringsprocessen. I den sidste kategori på figuren, økotoksicitet i vand, skyldes de potentielle miljøpåvirkninger udelukkende dieselforbrug med den største andel fra stammende fra for-

brug på anlægget. Som det ses af figur 4.11 er det samme forhold, der gør sig gældende i Vestdanmark.



Figur 4.11. Potentielle miljøpåvirkninger i Referencescenariet i Vestdanmark fordelt på processer og behandlingsmetoder.

4.3 Rangordning af scenarierne i de forskellige miljøpåvirkningskategorier

På basis af resultaterne præsenteret i foregående afsnit er scenarierne rangordnet i Tabel 4.1. Referencescenariet, Hovedscenarie 1 og Hovedscenarie 2 er rangordnet fra 1 til 3, hvor 1 betegner det miljømæssigt set bedste scenarie, dvs. det scenarie som har mindst nettomiljøpåvirkninger eller størst miljøbesparelser. Som det ses, er Hovedscenarie 1, som beskriver korttidskompostering af maj-, juni- og juliproduktionen af HPO og langtidskompostering af resten, bedst i de fire ”standard”-miljøpåvirkningskategorier, drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning og fotoke-misk ozondannelse. Mht. de toksiske påvirkningskategorier økotoksicitet i vand og humantoksicitet via luft er Hovedscenarie 1 ligeledes bedst. I samtlige af disse kategorier efterfølges Hovedscenarie 1 af Hovedscenarie 2 med Referencescenariet på tredjepladsen. I de resterende toksiske påvirkningskategorier, humantoksicitet via vand og jord, ligger scenarierne så tæt, at de ikke kan rangordnes. I kategorien ødelagte grundvandsressourcer i Vestdanmark ligger Hovedscenarie 1 dog på sidstepladsen med Referencescenariet som det miljømæssigt set bedste scenarie. Det er

dog vigtigt at understrege, at der er tale om små og i visse tilfælde ubetydelige forskelle mht. potentielle miljøpåvirkninger, som afgør rangordningen af scenarierne: I de kategorier, hvor der er stor relativ forskel mellem scenarierne er de absolutte værdier målt i mPE små, og i de resterende påvirkningskategorier med større absolutte potentielle påvirkninger, er den relative forskel mellem scenarier til gengæld meget små.

Tabel 4.1 viser desuden rangordenen af Reference- og hovedscenarierne i forhold til de respektive biscenarier med udsortering og forbrænding af en RDF-fraktion. I alle tilfælde, hvor der er muligt at rangordne scenarierne, er biscenarierne bedst (angivet med et "b" i Tabel 4.1). Det kan altså konkluderes, at udvidelse af scenarierne med udsortering og forbrænding af en RDF-fraktion har en positiv effekt på scenariernes miljøprofil.

Tabel 4.1. Rangordning af scenarier i de valgte miljøpåvirkningskategorier.

| | Referencesce.: Langtidskompostering | | Hovedsce. 1: korttidskompostering | | Hovedsce. 2: direkte udbringning | |
|-------------------------------|-------------------------------------|------|-----------------------------------|------|----------------------------------|------|
| | øst | vest | øst | vest | øst | vest |
| Drivhuseffekt | 3*/b** | 3/b | 1/b | 1/b | 2/-*** | 2/b |
| Forsuring | 3/b | 3/b | 1/- | 1/b | 2/- | 2/- |
| Næringsstofbelastning | 3/b | 3/b | 1/- | 1/b | 2/- | 2/- |
| Fotokemisk ozonnedb. | 3/b | 3/b | 1/b | 1/b | 2/b | 2/b |
| Økotoksicitet i vand | 3/b | 3/b | 1/b | 1/b | 2/b | 2/- |
| Humantoksicitet via luft | 3/b | 3/b | 1/b | 1/b | 2/- | 2/b |
| Humantoksicitet via vand | -/b | -/b | -/b | -/b | -/- | -/- |
| Humantoksicitet via jord | -/b | -/b | -/b | -/b | -/b | -/b |
| Ødelagte grundvandsressourcer | -/b | 1/b | -/- | 3/b | -/- | 2/b |

*Tallet angiver rangordenen mellem scenarierne – "1" er miljømæssigt set bedst. øst- og vestscenarier skal sammenlignes hver for sig.

**Bogstavet angiver scenariets rangordning i forhold til det tilsvarende biscenarie med udsortering og forbrænding af RDF. "b" betyder, at biscenariet er bedst.

***"- " angiver, at scenarierne ligger så tæt, at de ikke kan rangordnes.

5 Følsomhedsanalyser

I det dette kapitel beskrives en række følsomhedsanalyser, som viser hvor robust miljøvurderingen er over for ændringer af en række forudsætninger. Der er tale om følgende områder:

- Transportstrækninger
- Emissioner på komposteringsanlæg
- Sammensætning af RDF
- NO₃-reduktion under rodzonen
- Dieselforbrug på anlæg og til neddeling på marker

Transportstrækninger i scenarierne er specifikke for den geografiske placering af de konkrete behandlingsanlæg og landbrug, det er valgt at modellere i miljøvurderingen. Dette kan muligvis ændre sig, og det er derfor af interesse at fastslå, hvor stor en betydning den geografiske placering af behandlingsanlæg og landbrug vil have på resultaterne af miljøvurderingen. Vi har derfor gennemført en følsomhedsanalyse med fordobling af transportstrækningerne.

Emissionerne på komposteringsanlæggene spiller en stor rolle for miljøvurderingen. Emissionerne ved langtidskompostering er forholdsvis veldokumenteret, men emissioner ved korttidskompostering er behæftet med usikkerhed. Vi har derfor valgt en følsomhedsanalyse, hvor emissionerne fra komposteringsprocessen antages at blive fordoblede både mht. metan, lattergas og ammoniak.

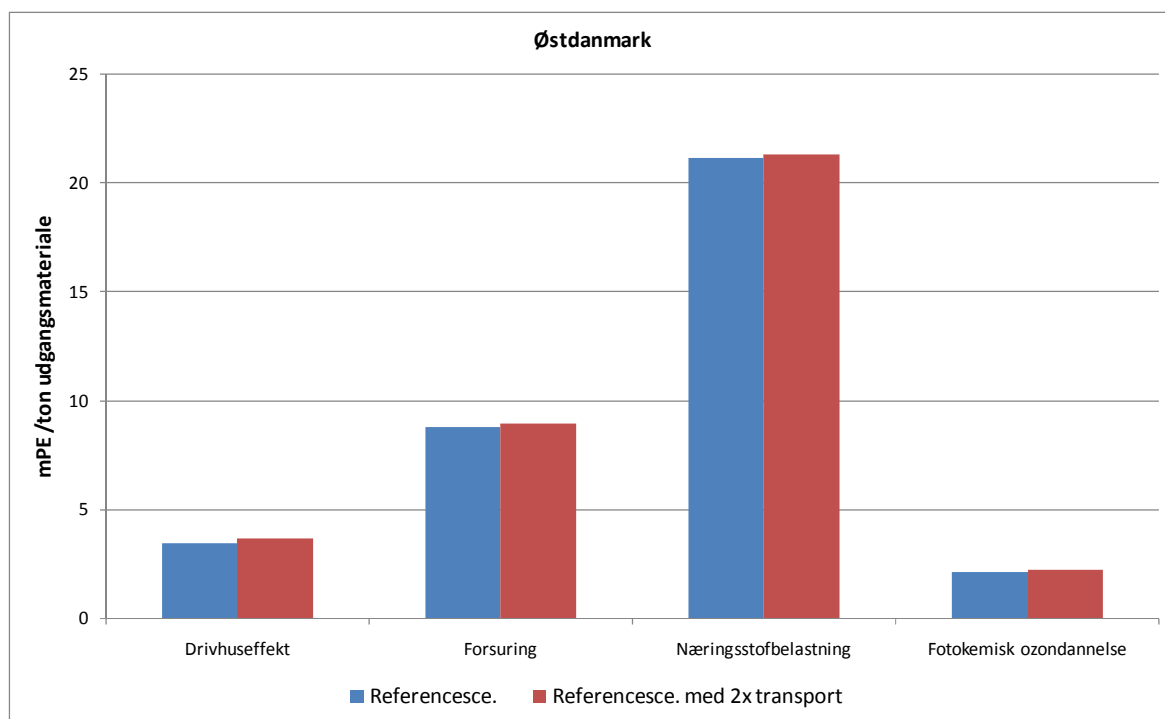
Sammensætning af RDF-fraktionerne vil have betydning for brændværdi og for sammensætningen af det resterende HPO-materiale. I miljøvurderingen er sorteringseffektiviteten for RDF for ”småt”, ”grene” og ”træ” sat til hhv. 10, 70 og 90 % af potentialet. Følsomhedsanalysen blev udført med en mindre effektivt sorteret RDF-fraktion, hvor det blev antaget, at sorteringseffektiviteten faldt til 70 % for ”træ” og 50 % for ”grene”. Fraktionen ”småt”, som repræsenterer uønsket forurening med grus og sten blev øget til 20 % af potentialet.

Som beskrevet i kapitel 3 afsnit 3.5.3 sker der nitratreduktion under rodzonen, som derfor ikke beskrives ved modelleringerne vha. DAISY-modellen. Der er ikke udført en egentlig følsomhedsanalyse af dette forhold, men konsekvenserne af ændringer i denne parameter er diskuteret nedenfor. Ændringer i dieselforbrug på anlæg og til neddeling på marker er ligeledes diskuteret nedenfor, dog uden at udføre en egentlig følsomhedsanalyse.

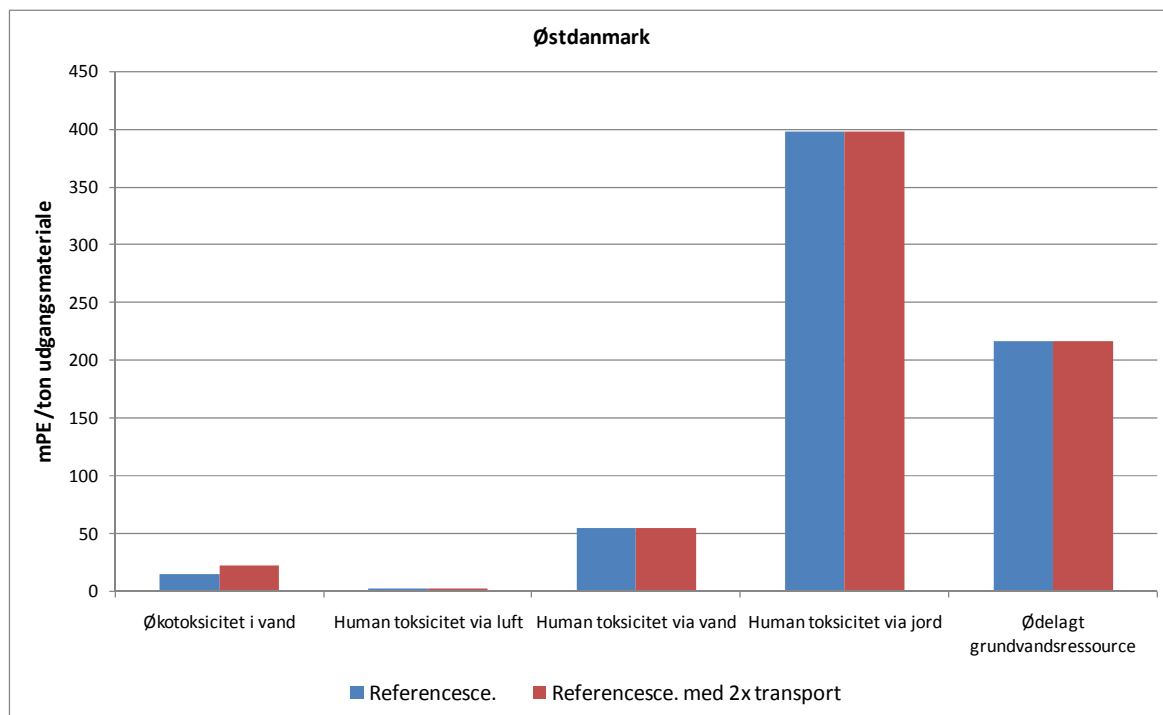
5.1 Transportstrækninger

Figur 5.1 og Figur 5.2 viser de potentielle miljøeffekter i Østdanmark i Referencescenariet (langtidskompostering af hele HPO-produktionen) i forhold til det samme scenarie, men ved antagelse af dobbelt så lange transportstrækninger. Som det ses af figurene medfører dette kun ubetydelige ændringer i forhold til det oprindelige scenarie.

Fordobling af dieselforbruget fører til en stigning af dieselforbrug til transport i Referencescenariet beliggende i Østdanmark fra 2,7 l/ton HPO til 5,4 l; det samlede dieselforbrug (inkl. dieselforbrug på komposteringsanlægget) stiger fra 5,7 l/ton til 8,3 l/ton. Der er således tale om en væsentlig stigning i forbruget, men i alle påvirkningskategorier undtagen for økotoksicitet i vand og humantoksicitet via luft spiller dieselforbruget en underordnet rolle i forhold til andre parametre såsom emissioner fra komposteringsprocessen og C-sekvestrering. Påvirkningskategorien humantoksicitet via luft udviser desuden meget små absolutte værdier målt i mPE/ton udgangsmateriale og bør derfor ikke tillægges stor betydning. Mht. økotoksicitet i vand bidrager dieselforbrug ved transport med ca. 50 % af miljøpåvirkningen (se Figur 4.10). Dieselforbruget ved transport svarer til ca. halvdelen af det samlede dieselforbrug i scenariet. På den måde ”fortyndes” effekten af øget transport og en fordobling af dieselforbruget medfører blot en stigning i potentiel miljøpåvirkning på mindre end 25 %.



Figur 5.1. Potentielle miljøpåvirkninger i ”standard”-kategorier i Østdanmark i Referencescenariet (langtidskompostering af hele HPO-produktionen) sammenlignet med samme scenarie ved antagelse af dobbelte transportstrækninger.

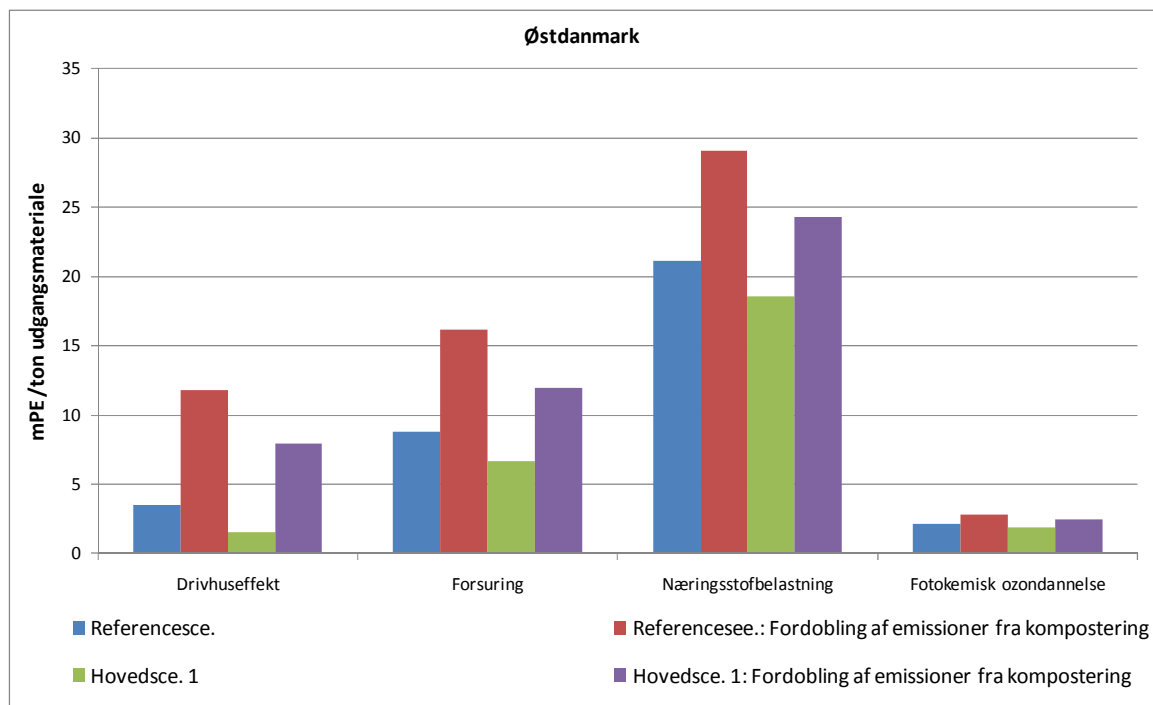


Figur 5.2. Potentielle miljøpåvirkninger i toksiske kategorier samt ødelagt grundvandsressourcer i Østdanmark i Referencescenariet (langtidskompostering af hele HPO-produktionen) sammenlignet med samme scenarie ved antagelse af dobbelte transportstrækninger.

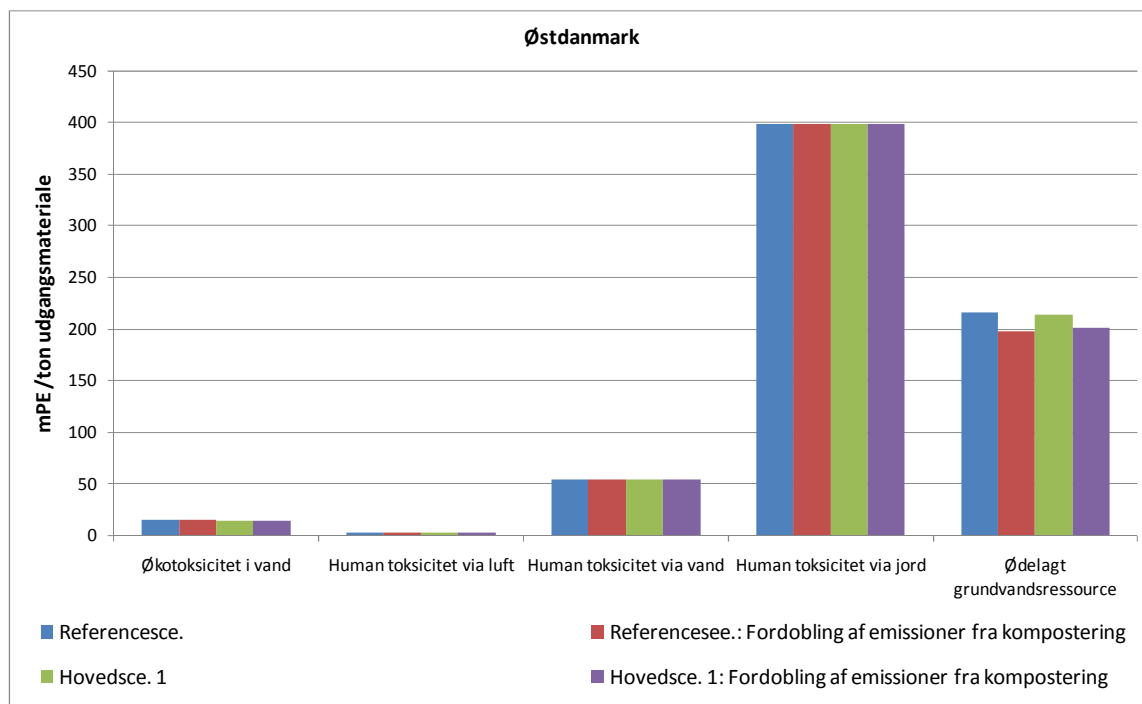
Det kan derfor konkluderes, at transportstrækninger og dermed den geografiske placering af behandlingsanlæg og marker i forhold til genbrugsstationer ikke har stor betydning og ikke ville kunne ændre scenariernes indbyrdes rangordning.

5.2 Emissioner på komposteringsanlæg

Figur 5.3 og Figur 5.4 viser effekten af at fordoble værdierne mht. emission af metan, lattergas og ammoniak fra langtids- og korttidskomposteringsprocesserne. Som det allerede blev demonstreret i sektion 4.2 "Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på processer og behandlingsmetoder" betyder emissioner fra komposteringsprocessen relativt meget i miljøvurderingen. Det fremgår også af Figur 5.3, som viser "standard"-påvirkningskategorierne. For drivhuseffekt, forsuring og næringssaltbelastning stiger de potentielle miljøbelastninger kraftigt for begge typer af komposteringsproces, og der er også en lignende, men mindre, effekt for fotokemisk ozondannelse.



Figur 5.3. Potentielle miljøpåvirkninger i "standard"-kategorier i Østdanmark i Referencescenariet og Hovedscenarie 1 (korttidskompostering) sammenlignet med samme scenarier ved antagelse af dobbelt så store emissioner ved komposteringsprocesserne.



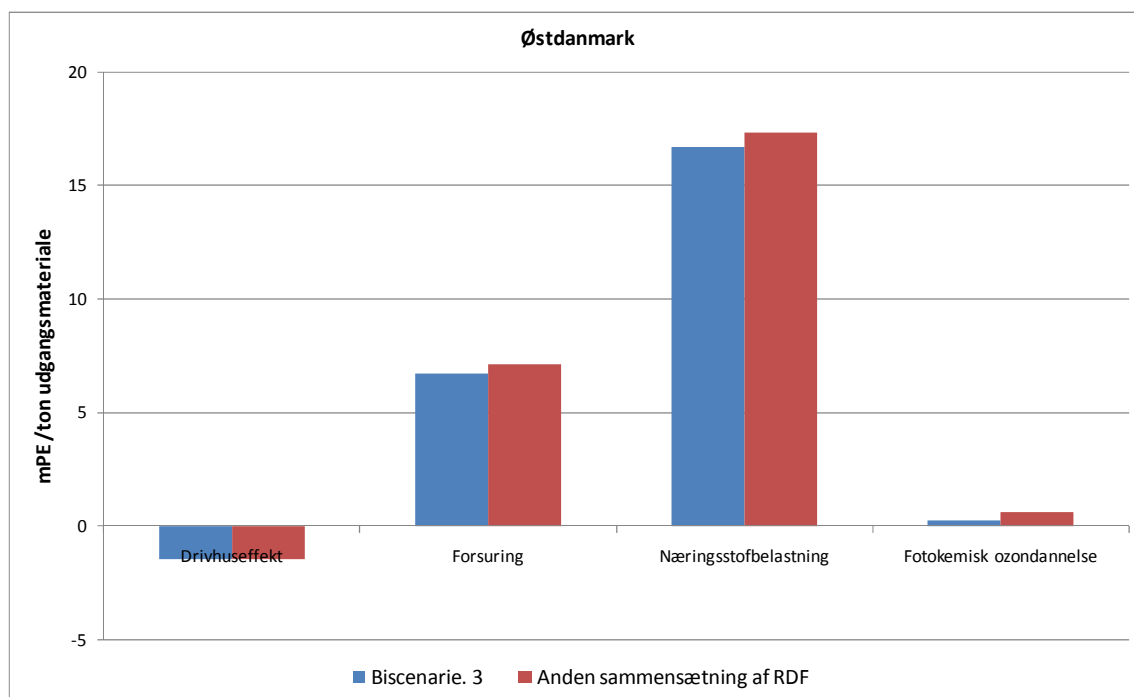
Figur 5.4. Potentielle miljøpåvirkninger i toksiske kategorier samt ødelagt grundvandsressourcer i Østdanmark i Referencescenariet og Hovedscenarie 1 (korttidskompostering) sammenlignet med samme scenarier ved antagelse af dobbelt så store emissioner ved komposteringsprocesserne.

Derimod er der ikke nogen synlig effekt i de toksiske påvirkningskategorier (Figur 5.4). Mht. ødelagte grundvandsressourcer er der derimod et direkte fald i netto miljøpåvirkning som resultat af øgede emissioner fra komposteringsprocesserne; det skyldes at luftemissionerne af ammoniak efterlader mindre kvælstof i kompostprodukterne, som efterfølgende kan sive ned i grundvandet i form af nitrat.

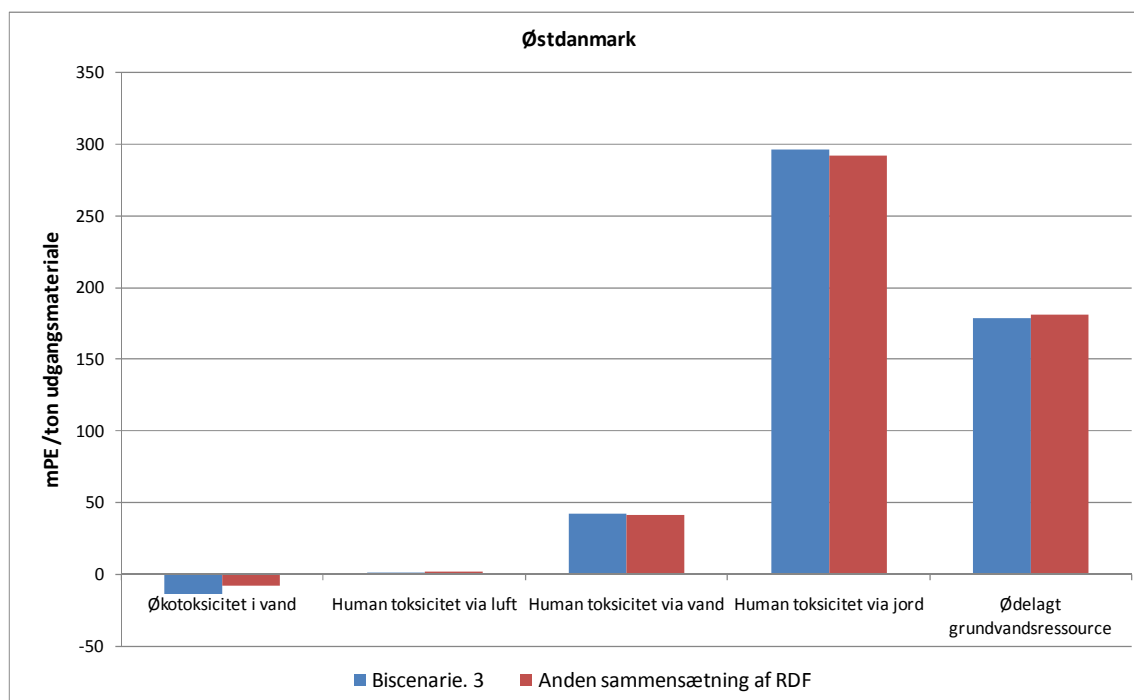
5.3 Sammensætning af RDF

Der blev i projektet gjort den forudsætning mth. udsortering af en RDF-fraktion fra HPO, at sorteringseffektiviteten for ”småt”, ”grene” og ”træ” var hhv. 10, 70 og 90 % af potentialet. Dette er muligvis for optimistisk. Der blev derfor udført en følsomhedsanalyse af Biscenarie 3 (mest mulig udsortering af RDF kombineret med langtidskompostering) under antagelse af, at sorterings-effektiviteten faldt til 70 % for ”træ” og 50 % for ”grene”. Fraktionen ”småt”, som repræsenterer uønsket forurening med grus og sten, blev øget til 20 % af potentialet.

Resultatet ses på Figur 5.5 og Figur 5.6. Der er overraskende lille effekt af ændringen af sammensætning af RDF-fraktionen, idet de potentielle miljøpåvirkninger i samtlige påvirkningskategorier forblev på samme niveau. Det skyldes, at nok falder den gennemsnitlige brændværdi af RDF-fraktionerne i de dårligere sorterede RDF, men til gengæld stiger den samlede RDF-mængde. Her spiller det en rolle, at ”småt”-fraktionen er mængdemæssigt langt den største; derfor resulterer en stigning i fejlsortering af denne fraktion til 20 % til en væsentlig forøgelse af den samlede RDF-mængde. Det samlede resultat er, at energiindholdet af RDF-mængden holdes nogenlunde konstant, hvilket betyder, at de potentielle miljøpåvirkninger ligeledes holdes konstante. Miljøvurderingen er altså robust overfor denne type ændringer i RDF-sammensætning.



Figur 5.5. Potentielle miljøpåvirkninger i ”standard”-kategorier i Østdanmark i Biscenarie 3 (udsortering af mest mulig RDF) sammenlignet med samme scenarie ved antagelse af anden (ringere) sammensætning af RDF-fraktionen.



Figur 5.6. Potentielle miljøpåvirkninger i de toksiske kategorier samt ødelagt grundvandsressource i Østdanmark i Biscenarie 3 (udsortering af mest mulig RDF) sammenlignet med samme scenarie ved antagelse af anden (ringere) sammensætning af RDF-fraktionen.

5.4 NO₃-reduktion under rodzonen

Som nævnt under omtale af Figur 4.9 i sektion 4.1 skyldes hele den potentielle miljøpåvirkning i påvirkningskategorien ødelagt grundvandsressource nedsivning af nitrat til grundvandet. Derimod bidrager nitratnedsivning ikke til de resterende miljøpåvirkningskategorier. Nitratnedsivning er således afgørende for omfanget af ødelagt grundvandsressource, og påvirkningen er ligefrem proportional med størrelsen af nitratnedsivningen.

Ifølge afsnit 3.5.3 er nitratnedsivningen, som DAISY beregner i rodzonen, dog også påvirket af nitratreduktion i dybere jordlag, fra 3 m og ned. Som det ses af kortet på Figur 3.15, sker nitratreduktion med stor geografisk variation, som genfindes helt ned på markniveau. Nitratreduktionen i de dybere jordlag kan antage værdier fra 0 til 100 % af den nitrat, som iflg. DAISY forlader rodzonen; denne parameter har derfor stor betydning for den absolutte størrelse af miljøpåvirkningen i form af ødelagt grundvandsressourcer, men det vil ikke ændre scenariernes indbyrdes rangordning mht. denne påvirkningskategori.

5.5 Dieselforbrug på anlæg og til neddeling på marker

Dieselforbruget på komposteringsanlæg er en af de bedst dokumenterede parametre i forbindelse med komposteringsprocessen, idet data for indkomne HPO-mængder og brændstofforbrug næsten altid vil forefindes på behandlingsanlæg. Dieselforbrug ved neddeling og direkte udbringning på marker er mindre veldokumenteret og vil være afhængigt af neddelingsgraden. Som det ses af Figur 4.10 og Figur 4.11 bidrager energiforbruget på behandlingsanlæg inkl. dieselforbrug til neddeling af HPO på marken ret begrænset til "standard"-miljøpåvirkningskategorierne, men udgør en stor del af den potentielle miljøpåvirkning i kategorien økotoksicitet i vand. I sidstnævnte miljøpåvirkningskategori vil ændringer mht. dieselforbruget på anlæg og til direkte neddeling muligvis kunne ændre scenariernes rangfølge.

6 Konklusioner

Denne miljøvurdering af udbringning af have- park overskud (HPO) på landbrugsjord sammenligner traditionel langtidskompostering med to nye alternative behandlingsmetoder i form af ca. 2 måneders korttidskompostering med efterfølgende udbringning og - som den mest radikale metode - direkte udbringning af neddelt HPO på landbrugsjord.

Emissioner fra enkelte behandlingsmetoder stammer fra tre forskellige behandlingsstadier: transport, behandling på komposteringsanlæg og emissioner forbundet med omsætning af det udbragte komposteringsmateriale i landbrugsjorden. Kvantificering af emissioner fra landbrugsjorden kan ikke beregnes vha. LCA-modellen EASEWASTE, men kræver anvendelse af en dedikeret agro- økoberegningsmodel. Miljøvurderingen blev derfor formet som et samarbejde mellem DTU Miljø og Institut for Jord og Økologi, KU-LIFE, som vha. DAISY-modellen beregnede emissionskoefficienter for udbragt kompost/HPO-materiale. Disse koefficienter indgik derefter i DTU Miljø's beregninger af potentielle miljøpåvirkninger vha. EASEWASTE-modellen.

Miljøvurderingen blev udført som en scenarieundersøgelse, hvor der i alle scenarier indgik 1 normeret ton HPO. Normeringen betyder, at dette ton indeholder HPO-materiale, som kan hhv. korttidskomposteres, udbringes direkte eller langtidskomposteres i de proportioner, som et helt års produktion indeholder. På den måde repræsenterer scenarierne disponering over hele årets HPO-produktion. De potentielle miljøpåvirkninger blev opgjort i kategorierne drivhuseffekt, forsurening, næringssaltbelastning, fotokemisk ozondannelse (smog), økotoksicitet i vand, human-toksicitet via luft, vand og jord samt ødelagte grundvandsressourcer ifølge EDIP-metoden og angivet som millipersonækvivalenter (mPE) per ton HPO. Scenarierne blev rangordnet inden for hver miljøpåvirkningskategori, og der blev desuden udført en række følsomhedsanalyser, for at fastslå miljøvurderingens robusthed over for ændringer af væsentlige forudsætninger.

Nedenfor beskrives de overordnede konklusioner af miljøvurderingen efterfulgt af en række specifikke konklusioner.

6.1 Overordnede konklusioner

- Den vigtigste overordnede konklusion er, at korttidskompostering og direkte udbringning af HPO på landbrugsjord er ligeværdige alternativer til langtidskompostering, som endda i de fleste potentielle miljøpåvirkningskategorier kommer marginalt bedre ud end langtidskompostering. Der er således intet i nærværende rapport, som indikerer, at nytilkomne behandlingsmetoder i form af korttidskompostering og direkte udbringning på landbrugsjord udgør en miljømæssigt tilbageskridt i forhold til den traditionelle behandlingsmetode

for have- parkoverskud (HPO). Her er det dog vigtigt at anføre, at ovenstående konklusioner bygger på en dosering af HPO, som ikke overskrider 50 ton/ha.

- Den anden overordnede konklusion er, at suppleret af de undersøgte komposteringsteknologier (inkl. direkte udbringning) med udsortering af en RDF-fraktion med efterfølgende forbrænding på et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg aldrig skader miljøet; i de fleste miljøpåvirkningskategorier giver det en miljømæssig fordel, og i de resterende kategorier er der ingen forskel mht. potentiel miljøpåvirkning.

6.2 Specifikke konklusioner

- Rangordenen mellem scenarier ("1" er miljømæssigt bedst) var for drivhuseffekt, forsurening, næringssaltbelastning, fotokemisk ozondannelse (smog), økotoksicitet i vand og humantoksicitet via luft: 1. korttidskompostering, 2. direkte udbringning og 3. langtidskompostering. For humantoksicitet via vand og jord var der ingen forskel. I kategorien ødelagte grundvandsressourcer var rækkefølgen: 1. langtidskompostering, 2. direkte udbringning og 3. korttidskompostering.
- Størrelsen af de potentielle miljøeffekter varierede i de forskellige påvirkningskategorier fra meget små, f.eks. mindre end 3 mPE/ton HPO i humantoksicitet via luft til forholdsvis store værdier omkring 500 mPE i kategorien ødelagte grundvandsressourcer.
- Forskellen mellem scenarier indenfor de enkelte miljøpåvirkningskategorier var dog generelt lille; hvis de relative forskelle mellem potentiel miljøpåvirkning var betydelige, var de absolutte værdier små, og i de tilfælde, hvor der var tale om store absolutte værdier, var de relative forskelle derimod små.
- Behandlingsmetoderne blev modelleret i Vestforbrændings affaldsområde såvel som i AffaldVarme, Århus' område. Scenarierne blev derfor opstillet for Øst- og Vestdanmark, som har forskellige landbrugsforhold. Resultaterne var dog meget ens undtagen for ødelagte grundvandsressourcer, hvor landbrugsforholdene i Vestdanmark resulterede i over dobbelt så store potentielle miljøpåvirkninger i denne påvirkningskategori.

- Udsortering af RDF til forbrænding udgør for alle behandlingsmetoder en miljømæssig fordel. Effekten er dog størst i Århusområdet, da forbrændingsanlægget her giver en bedre energisubstitution pga. indplaceringen i fjernvarmenettet med Studstrupværket i forhold til det komplicerede fjernvarmenet, som Vestforbrænding er en del af.
- Opdeling af potentielle miljøpåvirkninger på enkelt-processer indenfor de forskellige behandlingsmetoder viste, at emissioner fra selve komposteringsprocessen på anlæggene giver et betydeligt bidrag, især i ”standard”-kategorierne. I disse kategorier spiller diesel-forbrug fra transport en underordnet rolle.
- I kategorierne økotoksicitet i vand og humantoksicitet via vand skyldes de potentielle miljøpåvirkninger næsten udelukkende dieselforbrug til transport og håndtering af HPO på komposteringsanlæg. Humantoksicitet via vand og jord samt ødelagte grundvandsressourcer stammer fra udbringningsfasen, hvor tungmetaller i kompostprodukterne bidrager med potentielle toksiske miljøpåvirkninger.
- Der blev udført følsomhedsanalyser med fordobling af transportstrækninger og emissioner på komposteringsanlæg samt ved antagelse af en dårligere sorteringseffektivitet for RDF-fraktionerne. Transport havde mindre indflydelse, hvorimod emissioner på komposteringsanlæg var vigtige. Miljøvurderingen var meget robust overfor ændringer i RDF-sammensætning.
- Landbrugstekniske hensyn bestemmer den relative fordeling af HPO-mængderne, som kan allokeres til de forskellige behandlingsmetoder. Kun august-HPO kan benyttes til direkte udbringning på landbrugsjord og kun maj, juni og juli-HPO kan benyttes til korttidskompostering. Dette forhold bør indgå i planlægning og valg af behandlingsmetoder.

7 Referencer

- Amlinger, F., B. Gotz, P. Dreher, J. Geszti, and C. Weissteiner (2003): Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability - a review. *European Journal of Soil Biology*. Vol. 39, pp. 107-116.
- Boldrin, A. (2009): Environmental Assessment of Garden Waste Management. Technical University of Denmark, Department of Environmental Engineering.
- Boldrin, A., Andersen, J.K. & Christensen T.H. (2009) Environmental assessment of garden waste management in Århus Kommune (Miljøvurdering af haveaffald i Århus Kommune). Rapport for AffaldVarme Århus.
- Bruun, S., T. L. Hansen, T. H. Christensen, J. Magid, and L. S. Jensen (2006): Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land - a scenario analysis. *Environmental Modeling & Assessment*. Vol. 11, pp. 251-265.
- Bruun, S. and L. S. Jensen (2002): Initialisation of the soil organic matter pools of the Daisy model. *Ecological Modelling*. Vol. 153, pp. 291-295.
- Børgesen, C. D., A. Kyllingsbæk, & J. Djurhuus (1997): Modelberegnet kvælstofudvaskning fra landbruget. SP rapport, nr. 19. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, København.
- Claassen, V. P. and J. L. Carey (2004): Regeneration of nitrogen fertility in disturbed soils using composts. *Compost Science & Utilization*. Vol. 12, pp. 145-152.
- Danmarks Miljøportal (2010): Nitratreduktionskort. Tilgængelig på: <http://kort.arealinfo.dk/>. Citeret: 18-8-2010.
- Danmarks Miljø Undersøgelser (2010): Deposition af kvælstof. Tilgængelig på: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Miljoe-tilstand/3_luft/4_spredningsmodeller/5_Depositionsberegninger/deposition.asp. Citeret: 13-8-2010.
- Danmarks Statistik (2010): Det dyrkede areal efter enhed, område, afgrøde og tid. Tilgængelig på: <http://www.statistikbanken.dk/statbank5a/default.asp?w=1280>. Citeret: 16-8-2010.
- Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (2009): DJF Geodata. Tilgængelig på: <http://www.djfgeodata.dk/datasaml/index.html>. Citeret: 14-8-2009.
- Dewilligen, P. (1991): Nitrogen Turnover in the Soil-Crop System - Comparison of 14 Simulation-Models. *Fertilizer Research*. Vol. 27, pp. 141-149.

- Diekkruger, B., D. Sondgerath, K. C. Kersebaum, and C. W. Mcvov (1995): Validity of Agroecosystem Models - A Comparison of Results of Different Models Applied to the Same Data Set. *Ecological Modelling*. Vol. 81, pp. 3-29.
- Gale, E. S., D. M. Sullivan, C. G. Cogger, A. I. Bary, D. D. Hemphill, and E. A. Myhre (2006): Estimating plant-available nitrogen release from manures, composts, and specialty products. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 35, pp. 2321-2332.
- Hansen, S., H. E. Jensen, N. E. Nielsen, & H. Svendsen (1990): Daisy - Soil Plant Atmosphere System Model. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. A. 10. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet, Danmark.,
- Hansen, T. L., G. S. Bhandar, T. H. Christensen, S. Bruun, and L. S. Jensen (2006): Life cycle modelling of environmental impacts of application of processed organic municipal solid waste on agricultural land (EASEWASTE). *Waste Management & Research*. Vol. 24, pp. 153-166.
- Jensen, L. S., T. Salo, F. Palmason, T. A. Breland, T. M. Henriksen, B. Stenberg, A. Pedersen, C. Lundstrom, and M. Esala (2005): Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant materials in soil. *Plant and Soil*. Vol. 273, pp. 307-326.
- 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.
- Kirschbaum, M. U. F. (1995): The Temperature-Dependence of Soil Organic-Matter Decomposition, and the Effect of Global Warming on Soil Organic-C Storage. *Soil Biology & Biochemistry*. Vol. 27, pp. 753-760.
- Komarov, C. Li, J. A. E. Molina, T. Mueller, W. J. Parton, J. H. M. Thornley, and A. P. Whitmore (1997): A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*. Vol. 81, pp. 153-225.
- Larsen, A.W., Merrild, A., Møller, J., Fjelsted, L. & Christensen, T.H. (2007) Livscyklusvurdering og økonomisk vurdering af husholdningsaffald i Århus Kommune. Rapport for AffaldVarme, Århus kommune.
- Larsen, A.W., Møller, J., Merrild, A., & Christensen, T.H. (2008) Vurdering af fremtidige indsamlingssystemer for husholdningsaffald i Århus Kommune. Rapport for AffaldVarme, Århus kommune.
- Møller, J. (2008) Kvalitativ LCA af udvalgte komposteringsløsninger for have- parkoverskud. Intern rapport for Vestforbrænding.
- Møller, J. Fruergaard, T., Riber, C., Astrup, T. & Christensen, T.H. (2008) Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer. Rapport for *affald danmark*.

Møller, J., Clavreul, J. & Christensen, T.H. (2010) LCA-screening af ressourcescenarier i Vestforbrændings område. Rapport for Vestforbrænding I/S.

Plantedirektoratet (2009): Vejledning om Gødsknings- og Harmoniregler - Planperioden 1. august 2009 til 31. juli 2010. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, København.

Smith, P., J. U. Smith, D. S. Powlson, W. B. McGill, J. R. M. Arah, O. G. Chertov, K. Coleman, U. Franko, S. Frohling, D. S. Jenkinson, L. S. Jensen, R. H. Kelly, H. Klein-Gunnewiek, A. S.

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

Styczen, M., S. Hansen, L. S. Jensen, H. Svendsen, P. Abrahamsen, C. D. Børgesen, C. Thirup, & H. S. Østergaard (2005): Standardopstillinger til Daisy-modellen. Vejledning og baggrund. Version 1.1. DHI Institut for Vand og Miljø,

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