



Miljø- og Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Livscyklusvurdering af behandling af deponeret shredder- affald

Miljøprojekt nr. 1813, 2015

Titel:

Livscyklusvurdering af behandling af deponeret shredderaffald

Redaktion:

Jacob Møller, Anders Damgaard, Line Kai-Sørensen Brogaard,
Thomas F. Astrup

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2015

ISBN nr.

978-87-93435-10-0

Ansvarsfraskrivelse:

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

1. Formål	16
2. Omfang og udformning af livscyklusvurderingen	17
2.1 Overordnede principper	17
2.2 Den funktionelle enhed	17
2.3 Systemgrænser	17
2.4 Allokering/systemudvidelse	18
2.5 Miljøpåvirkningskategorier, LCIA-metoder og fortolkning af resultater	18
2.6 Livscyklusvurderings-værktøjet EASETECH	20
2.7 Databehov	20
2.7.1 Materialesammensætning	20
2.7.2 Behandling af shredderaffald	20
2.8 Ikke-kvantitative vurderinger	20
2.9 Begrænsninger	20
2.10 Krav til datakvalitet	20
2.11 Proces mht. kritisk review	21
2.12 Rapportformat	21
2.13 Tidshorisont	21
3. Livscyklusopgørelser	22
3.1 Cases og scenarier	22
3.2 Sammensætning af shredderaffald	24
3.2.1 Sammensætning af deponeret shredderaffald	24
3.3 LCI for behandling af shredderaffald	28
3.3.1 Sorteringsanlæg	28
3.3.2 Forbrænding af shredderaffald på et affaldsforbrændingsanlæg	31
3.3.3 Pyrolyse og forgasning	36
3.3.4 Biologisk behandling af shredderaffald inden gen-deponering	40
3.3.5 Deponering af shredderaffald	42
3.3.6 Udvælgelse af datasæt for primær produktion og genanvendelse af materialer	47
3.3.7 Kvalitetsindikatorværdi for processer anvendt i LCA'en	51
4. Vurdering af potentielle miljøpåvirkninger	53
4.1 Samlede potentielle miljøpåvirkninger	53
4.1.1 Konklusioner mht. samlede potentielle miljøpåvirkninger	56
4.2 Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på processer	57
4.2.1 Scenarie 0: Deponi (referencescenarie)	58
4.2.2 Scenarie 1d: Genanvendelse, forbrænding og biologisk behandling	59
4.2.3 Scenarie 2d: Genanvendelse, pyrolyse og forgasning og biologisk behandling	63
4.2.4 Konklusioner mht. potentielle miljøpåvirkninger fordelt på processer	66
5. Følsomhedsanalyser	68
5.1 Udvælgelse af følsomhedsanalyser	68
5.2 Resultater af følsomhedsanalyser	72

5.2.1	Affaldssammensætning – variation af indhold af jern og aluminium	72
5.2.2	Kvalitet af jern – variation af oxideringsgrad	74
5.2.3	Kvalitet af plast til genanvendelse	74
5.2.4	Sorteringseffektiviteter for jern og aluminium	76
5.2.5	Lavere sorteringseffektivitet for samtlige metaller.....	77
5.2.6	Transportafstand.....	78
5.2.7	Deponi – opsamling af gas	79
5.2.8	Effektivitet af energiudnyttelse på forbrændingsanlæg	81
5.2.9	Pyrolyse – energiudnyttelse til elproduktion.....	82
5.2.10	Placering af pyrolyseproces før sorteringsanlæg	83
5.2.11	Gas som brændsel for marginal elproduktion	84
5.2.12	Naturgasfyr i enfamiliehuse som marginal fjernvarme.....	86
5.3	Konklusion på baggrund af følsomhedsanalyser.....	87
6.	Overordnede konklusioner	90
7.	Referencer	91
Bilag 1:	Liste over processer fra databaser anvendt i LCA'en	97
Bilag 2:	Kemisk sammensætning af deponeret shredderaffald	98
Bilag 3:	LCI for el- og varmeproduktion	99
Bilag 4:	Kritisk review	101

Forord

Denne rapport indeholder en livscyklusbaseret miljøvurdering (LCA) af behandling af deponeret shredderaffald.

Livscyklusvurderingen blev udført for Miljøstyrelsen af DTU Miljø i perioden 2013-2014 som en del af en ydelseaftale mellem Miljøstyrelsen og DTU om forskningsbaseret myndighedsbetjening inden for affaldsområdet. Rapporten indgår i en større undersøgelse vedrørende bedre ressourceudnyttelse af affald, hvori såvel den miljømæssige som den samfundsøkonomiske konsekvens for forskellige scenarier vedr. affaldshåndtering af shredderaffald, imprægneret træ, træ til genanvendelse samt fjernvarmerør undersøges. Livscyklusvurderingen blev udført vha. LCA-modellen EA-SETECH, som er udviklet af DTU Miljø til miljøvurdering af affaldssystemer.

Livscyklusvurderingen blev udført i overensstemmelse med principperne for LCA, som beskrevet i DS/EN ISO-standard 14044. Afrapporteringen følger ISO-standardens krav med inddragelse af eksperterne LCA-eksperter, som udførte en kritisk gennemgang af rapporten, samt en følgegruppe bestående af danske interessenter inden for området.

De danske interessenter blev repræsenteret af Innovationspartnerskabet for Shredderaffald samt Innovationspartnerskabets sekretariatsfunktion forestået af Jette Bjerre Hansen.

Fra Miljøstyrelsen deltog Thilde Fruergaard Astrup.

Rapporten blev udarbejdet af Jacob Møller, Line Kai-Sørensen Brogaard, Anders Damgaard og Thomas Astrup fra DTU Miljø.

Peter Kjeldsen og Charlotte Scheutz fra DTU Miljø takkes for at levere data samt kvalitetssikre den anvendte modellering af emissioner ved deponering af shredderaffald.

DTU 2014

Sammenfatning

Indledning

Denne rapport, udarbejdet af DTU Miljø, omfatter en livscyklusbaseret miljøvurdering (LCA) af behandlingsmetoder for deponeret shredderaffald. Miljøvurderingen sammenligner potentielle miljøpåvirkninger og forbrug af abiotiske ressourcer ved nyttiggørelse af deponeret dansk shredderaffald fra perioden 2000-2009 med et referencescenarie, hvor deponering af shredderaffaldet fortsætter som hidtil. Behandlingsscenarierne inkluderede opgravning og sortering af shredderaffaldet i et antal genanvendelsesfraktioner samt energiudnyttelse af sorteringsresten med enten forbrændings- eller pyrolyseteknologi. I alle scenarier gen-deponeredes en væsentlig del af shredderaffaldet med eller uden forudgående biologisk behandling. Scenarierne var udformet med stigende udsortering af genanvendelige materialefraktioner i form af jern og aluminium, kobber, messing, bly og zink, og plast og glas.

Metode

Livscyklusvurderingen (LCA'en) blev udført som en "konsekvens-LCA", hvor miljøkonsekvenserne blev opgjort relateret til, hvordan shredderaffald skal håndteres. I overensstemmelse med konsekvenstilgangen gøres der brug af systemudvidelser for godskrivning af undgået produktion i forbindelse med genbrug og genanvendelse. LCA'en blev gennemført i henhold til principper om "best practice" for LCA, valg af LCIA-metoder og miljøpåvirkningskategorier samt vurdering af datakvalitet. Som konsekvens heraf blev LCA'en udført i overensstemmelse med ISO-standarderne 14040 og 14044. Ved valg af LCIA-metoder og miljøpåvirkningskategorier fulgtes anbefalingerne i ILCD-håndbogen "Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context" (European Commission, 2011). Livscyklus-modelleringen blev gennemført med modellen EASETECH, der er udviklet ved Danmarks Tekniske Universitet.

Forudsætninger

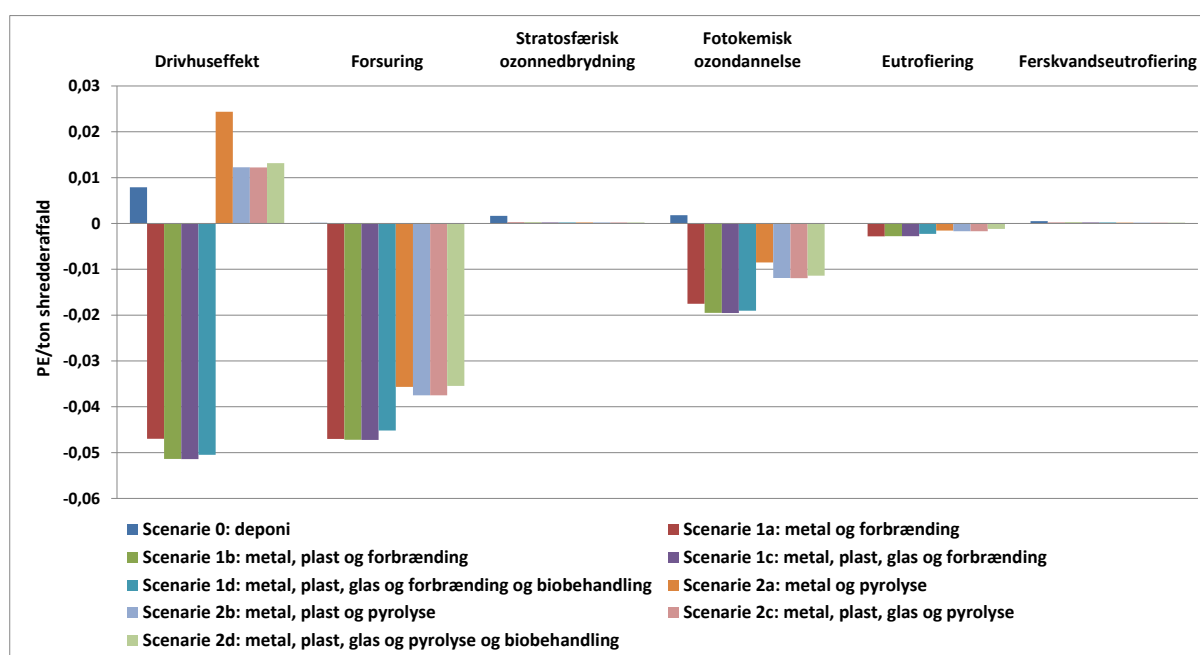
Til grund for miljøvurderingen ligger en lang række forudsætninger med hensyn til, hvilke data der er benyttet. Det drejer sig f.eks. om sammensætning af deponeret shredderaffald, hvordan teknologier, som indgik i behandlingssystemet, er modelleret, samt udformning af det bagvedliggende industrielle system til energifremstilling og primærproduktion af metal, plast etc. Dataindsamling foregik bl.a. ved udsendelse af dataskemaer til udvalgte interessenter, men hovedparten af data stammer fra danske rapporter omhandlende shredderaffald og artikler fra internationale tidsskrifter. Der viste sig at være stor variation mht. kvaliteten af de benyttede data, hvilket bør tages i betragtning ved fortolkning af resultaterne af miljøvurderingen. Af vigtige forudsætninger, hvor der var stor variation eller usikkerhed forbundet med de benyttede data, kan nævnes: indhold af metaller i shredderaffaldet og metallernes oxideringsgrad, sorteringseffektiviteten på sorteringsanlæggene, kvalitet af udsorteret plast samt emissioner ved forbrænding på forbrændingsanlæg og ved energiudnyttelse af pyrolyseprodukter. Derudover viste forudsætninger om energiproduktionen (produktion af el og/eller varme) samt antagelser om sammensætningen af den marginale el- og varmeproduktion sig at have betydning for resultaterne.

Resultater

På baggrund af livscyklusopgørelserne blev behandlingssystemet for deponeret shredderaffald modelleret vha. EASETECH-modellen, og der blev opstillet ni scenarier, som beskrev de forskellige behandlingsalternativer. Scenarie 0 var referencescenarie med fortsat deponering af shredderaffaldet. Scenarierne 1a til 1d beskrev behandling af deponeret shredderaffald med forbrænding (med el-

og varmeproduktion) af dele af restprodukterne kombineret med en stigende grad af udsortering af genanvendelige materialer. I scenarie 1a var der kun tale om udsortering af metaller; i scenarie 1b udsorteredes metal og plast; i scenarie 1c udsorteredes metal, plast og glas. En mindre ikke-forbrændingseget rest i 1a-1c gen-deponeredes. I scenarie 1d forbehandlede desuden restprodukterne fra sorteringsprocesserne med en biologisk behandlingsmetode inden gen-deponering fandt sted. Scenarierne 2a til 2d blev konstrueret efter samme princip, dog blev forbrændingsteknologien udskiftet med pyrolyse af restprodukterne, forgasning af pyrolysekoksen og energiudnyttelse af pyrolysegas, pyrolyseolie og syngas fra forgasningen. Energiudnyttelsen var dog udelukkende i form af varmeproduktion i modsætning til i forbrændingsscenarierne, hvor der ligeledes produceredes elektricitet.

De potentielle miljøpåvirkninger præsenteres nedenfor omregnet for hver af påvirkningskategorierne til en fælles enhed i form af personækvivalenter (PE) per ton deponeret shredderaffald, idet de faktiske potentielle miljøbelastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person i den pågældende miljøpåvirkningskategori, dvs. resultaterne normaliseres.



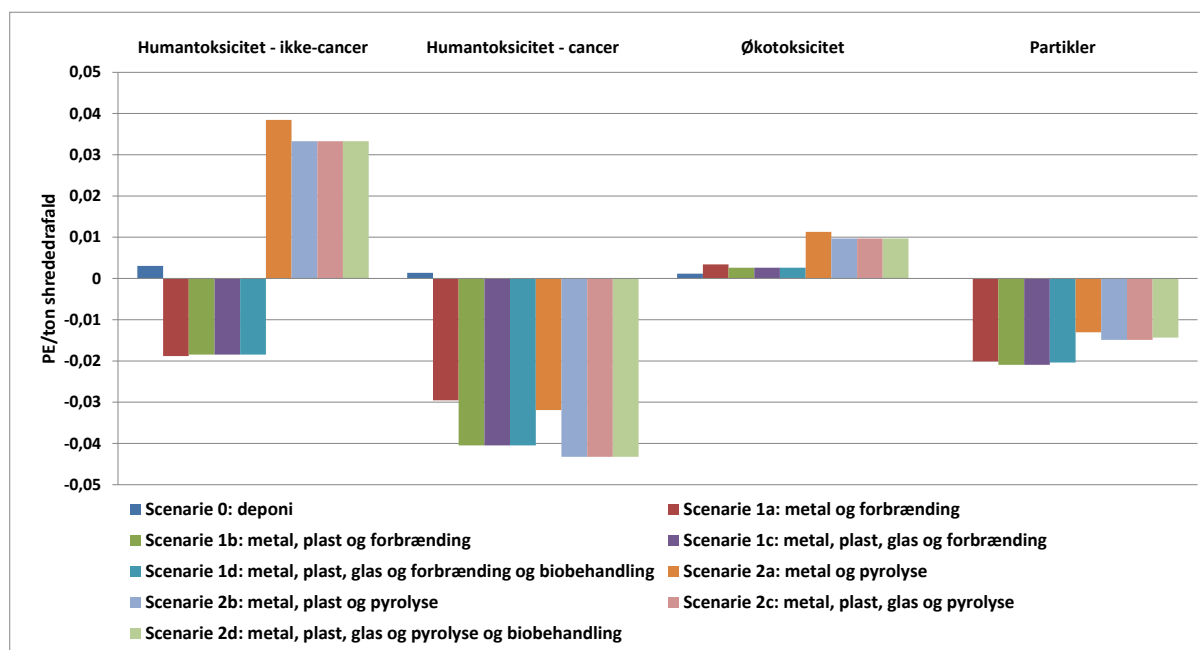
FIGUR A
TOTALE POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSON-ÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD FOR ALLE SCENARIER.

På figur A ses de ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger for de ni scenarier, der indgik i projektet. Scenarie 0: *Deponi* betegner referencesituationen, hvor shredderaffald forbliver nedgravet på et deponi som hidtil. Som det ses, var der nettomiljøbelastninger – numerisk positive værdier – forbundet med deponering af shredderaffald i kategorierne drivhuseffekt, stratosfærisk ozonnedbrydning og fotokemisk ozondannelse. Af disse var drivhuseffekten størst og udgjorde en nettomiljøbelastning på ca. 0,008 PE/ton deponeret shredderaffald. Det svarer til 61 kg CO₂-ækvivalenter/ton shredderaffald. Resultaterne delte sig i to grupper, idet scenarierne 1a til 1d med forbrændingsteknologi udviste miljøbesparelser i samtlige ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier, hvorimod scenarierne 2a til 2d med pyrolyse og forgasning som energiudnyttelsesteknologier udviste miljøbelastninger i drivhuseffekt-kategorien og mindre miljøbesparelser end forbrændingsscenarierne i de resterende ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier

Forbrændingsscenarierne resulterede således i nettomiljøbesparelser (numerisk negative værdier) med den største besparelse i kategorien ”drivhuseffekt” i scenarie 1c på -0,051 PE/ton shredderaffald svarende til -397 kg CO₂-ækvivalenter/ton shredderaffald. Der var ligeledes miljøbesparelser i

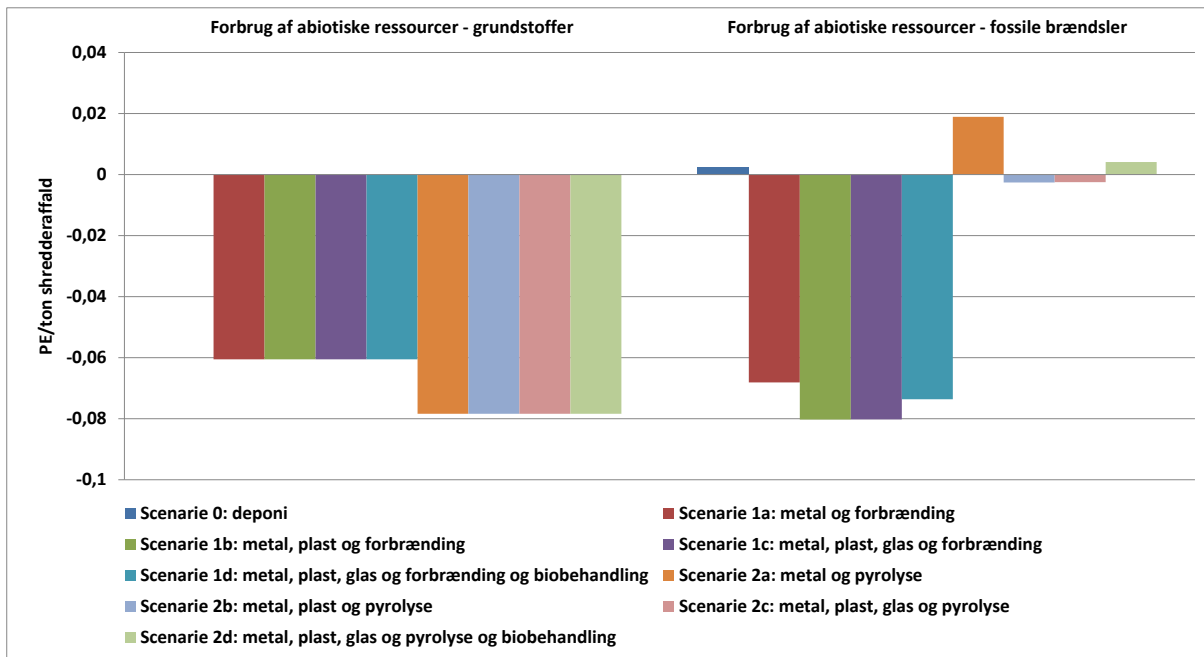
samme størrelsesorden i kategorierne forsurening og fotokemisk ozondannelse, mens der kun var mindre miljøbesparelser i de resterende ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier. Når energiudnyttelsen skete ved pyrolyse gav scenarierne derimod anledning til miljøbelastninger i drivhuseffekt-kategorien med en miljøbelastning på 0,034 PE/ton shredderaffald svarende til 263 kg CO₂-ækvivalenter/ton shredderaffald.

Uanset om energiudnyttelse skete ved forbrænding eller pyrolyse var der en miljøbesparelse ved at udsortere plast udover metaller; udsortering af glas resulterede ikke i yderligere miljøbesparelser. Biologisk forbehandling inden gen-deponering medførte et ganske lille fald i miljøbesparelsen i kategorien "drivhuseffekt" på ca. 0,0005 PE/ton shredderaffald i forhold til scenarie 1c.



FIGUR B
 TOTALE POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD FOR ALLE SCENARIER.

De toksiske potentielle miljøpåvirkninger vises på figur B. Som forklaret i rapporten er der adskillige forhold, som har betydning for fortolkningen af resultater i de toksiske miljøpåvirkningskategorier. Selve LCA-metoden til beregning af toksiske miljøpåvirkninger er behæftet med stor usikkerhed, og datagrundlaget for emissioner fra de undersøgte teknologier samt baggrundsprocesser var ligeledes usikkert. På den baggrund frarådes det at drage konklusioner om de forskellige metoder til behandling af deponeret shredderaffald på baggrund af disse påvirkningskategorier.



FIGUR C
DET TOTALE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD FOR ALLE SCENARIER.

Med hensyn til forbruget af abiotiske ressource i form af grundstoffer og fossile brændsler kan resultaterne ses på figur C. Der var en besparelse af ressourcer af grundstoffer i alle scenarier med opgravning og behandling af deponeret shredderaffald, som var meget ens for scenarierne. Det skyldes, at metalgenanvendelse var den væsentligste årsag til miljøbesparelserne, og da metalgenanvendelsesprocenterne var af samme størrelsesorden i scenarierne, kom de alle ud med den samme besparelse.

Mønstret er anderledes mht. forbrug af fossile brændsler, hvor besparelserne for de forskellige scenarier ligner miljøbesparelserne i drivhuseffekt-kategorien med miljøbesparelser i scenarierne med forbrænding af shredderaffald og miljøbelastninger i scenarierne med pyrolyse. Dette hænger naturligt sammen med substitution af energi baseret på fossile brændsler, som også er den væsentligste faktor ved miljøpåvirkningerne i drivhuseffekt-kategorien.

Følsomhedsanalyser

For at undersøge miljøvurderingens robusthed overfor ændringer af forudsætninger, blev der udført et antal følsomhedsanalyser for at kunne dokumentere om scenarier byttede rangorden ved ændringer af forudsætninger – er det ikke tilfældet siges miljøvurderingen at være robust over for ændringer af denne parameter. Følsomhedsanalyserne blev udvalgt på baggrund af en analyse af resultaterne sammenholdt med beskrivelserne af livscyklusopgørelserne, hvorved de vigtigste parametre kunne identificeres. Der blev udført tolv følsomhedsanalyser, hvoraf de følgende tre viste sig at være de vigtigste, idet ændringer i disse forudsætninger fik scenarier til at bytte rangorden, og miljøvurderingen er således ikke er robust overfor disse:

- Pyrolyse – energiudnyttelse til elproduktion i stedet for varmeproduktion
- Gas som brændsel for marginal elproduktion i stedet for kul
- Naturgasfyr som marginal varmeproduktion i stedet for gennemsnitlig dansk fjernvarme

Ved antagelse af at pyrolyseprodukterne blev udnyttet til elproduktion udover varmeproduktion som i hovedscenarierne, ændredes pyrolysescenarierne fra at give anledning til miljøbelastninger til

miljøbesparelser i kategorien ”drivhuseffekt” og mht. forbrug af abiotiske ressourcer i form af fossile brændsler. På den måde blev pyrolysescenarierne miljømæssigt bedre end referencescenariet (deponi som hidtil) og forbrændingsscenariet i disse miljøpåvirkningskategorier. Modellering af behandlingssystemet med gas-baseret marginal elproduktion resulterede i mindre miljøbesparelser i forbrændingsscenarierne bl.a. i drivhuseffektkategorien. Effekten var modsat i pyrolysescenarierne. Miljøbelastningen i pyrolysescenarierne blev næsten ens mht. drivhuseffekt og miljøbesparelserne blev større mht. forbrug af fossile brændsler end i referencescenariet (deponi som hidtil). Da pyrolysescenarierne udelukkende inkluderede varmeproduktion havde det væsentlig betydning at antage, at den marginale varme, som substitueredes, blev produceret af naturgasfyrt i én-familieboliger. I drivhuseffektkategorien og mht. forbrug af fossile brændsler byttede pyrolysescenarierne plads med referencescenariet.

Konklusioner

Det overordnede resultat af miljøvurderingen var, at behandlingsscenarierne med udsortering af genanvendelsesfraktioner i forbindelse med forbrænding af sorteringsresten i et affaldsforbrændingsanlæg udviste miljøbesparelser i samtlige miljøpåvirkningskategorier såvel som mht. forbrug af abiotiske ressourcer. Scenarierne med pyrolyse og forgasning som energiudnyttelsesteknologier udviste miljøbelastninger i drivhuseffektkategorien og mindre miljøbesparelser end forbrændingsscenarierne i de resterende ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier.

Ved undersøgelse af bidragene til miljøpåvirkningerne fra delprocesserne, som indgik i scenarierne, viste det sig, at udsortering og genanvendelse af metaller gav anledning til miljøbesparelser i alle scenarier, som langt opvejede miljøbelastningerne ved opgravning, transport og sortering. Det var derfor energiudnyttelsen, som afgjorde, om scenarierne udviste mindre miljøbelastninger end referencescenariet.

Forbrænding af deponeret shredderaffald på forbrændingsanlæg modelleredes med energisubstitution af marginal el- og varmeproduktion, som gav en samlet miljøbesparelse på trods af shredderaffaldets relativt høje indhold af fossilt kulstof. Pyrolysescenarierne modelleredes udelukkende med produktion af varme og dermed substitution af marginal fjernvarmeproduktion. Da substitutionsværdien af den anvendte marginale fjernvarme er langt mindre end for marginal el, resulterede det i, at energiudnyttelse af pyrolyseprodukter udgjorde en netto-miljøbelastning.

Under de givne forudsætninger viste behandling af deponeret shredderaffald sig således at være afhængig af, om energiudnyttelsen af sorteringsresten foregik ved forbrænding eller ud fra pyrolyseprodukter. Blandt andet for at undersøge om rangordenen af scenarierne ændrede sig ved ændrede forudsætninger om energiudnyttelse, blev der udført et antal følsomhedsanalyser. Ved antagelse om at der produceredes el i pyrolysescenarierne, eller at den marginale varmeproduktion var mere fordelagtig for energiudnyttelse, byttede behandlingsmetoderne rangordenen i et antal påvirkningskategorier, og miljøvurderingen er således ikke robust over for ændringer af disse forudsætninger.

Summary

Introduction

This report written by DTU Environment includes a life cycle based environmental assessment (LCA) of treatment methods for landfilled shredder waste. The assessment compares the potential environmental impacts and depletion of abiotic resources by utilization of Danish shredder waste landfilled in the period 2000 to 2009 to a reference scenario in which the shredder waste remains in the landfill. The scenarios included excavation and waste sorting in several recycling fractions and energy utilization of the sorting residue by either incineration or pyrolysis. In all scenarios a substantial part of the shredder waste was landfilled once more, with or without biological pre-treatment. The scenarios were constructed with increasing sorting of recyclables in the form of iron and aluminium, brass, lead and zinc and plastic and glass.

Method

The life cycle assessment (LCA) was done as a consequential LCA where environmental effects were determined in relation to how the shredder waste will be treated. In accordance with the consequential LCA approach, system expansion was used to credit avoided production by reuse and recycling. The LCA was done according to "best practice" for LCA, choice of LCIA methods and impact categories and evaluation of data quality. As a consequence, the LCA was conducted in accordance with the ISO standards 14040 and 14044. The choice of LCIA methods and impact categories followed the recommendations in the ILCD handbook "Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context" (European Commission, 2011). The lifecycle assessment was carried out using the model EASETECH developed at the Technical University of Denmark.

Assumptions

The environmental assessment is based on a number of assumptions regarding the data used. These assumptions are among other things; composition of shredder waste, how technologies in the treatment system are modelled as well as the construction of the background systems for energy production and primary production of metals, plastic etc. Data collection was done by sending data questionnaires to stakeholders, but the main part of the data comes from Danish reports and international scientific journals. Large variations in the data quality were found, which should be considered when interpreting the results of the environmental assessment. Among the important assumptions, with large variation or uncertainty of the data used, the following should be mentioned: the metal content in shredder waste, the degree of oxidation of the metals, the sorting efficiency at the sorting plants, the quality of the sorted plastic as well as the emissions from incineration and energy utilization of the products from the pyrolysis process. Apart from that, the assumptions regarding energy production (electricity and /or heat) and the composition of the marginal electricity and heat production were of importance for the results.

Results

Based on the inventories the treatment system for landfilled shredder waste was modelled using the EASETECH model, and nine scenarios describing the different treatment options were constructed. Scenario 0 was the reference scenario with continued landfilling of shredder waste. Scenarios 1a to 1d described treatment of landfilled shredder waste by incineration (with electricity and heat production) of part of the sorting residues in combination with increasing sorting of recyclables. In scenario 1a only metals were sorted; in scenario 1b metal and plastic were sorted; in scenario 1c metal, plastic and glass were sorted. A minor amount of sorting residue unsuitable for incineration

was landfilled in scenarios 1a-1c. In scenario 1d the sorting residues were pre-treated by a biological method before it was landfilled. Scenario 2a to 2d were constructed after the same principles, but incineration of the sorting residues were substituted by pyrolysis, gasification of the pyrolysis coke and energy utilization of the pyrolysis gas, pyrolysis oil and the syngas from the gasification process. The energy utilization was only in the form of heat in contrast to the incineration scenarios where also electricity was produced.

The potential environmental impacts are presented below in the same unit - person equivalents per tonne of shredder waste - for all impacts categories calculated by dividing the actual potential environmental impacts by the average yearly impact from one person in that impact category, i.e. the results are normalized.

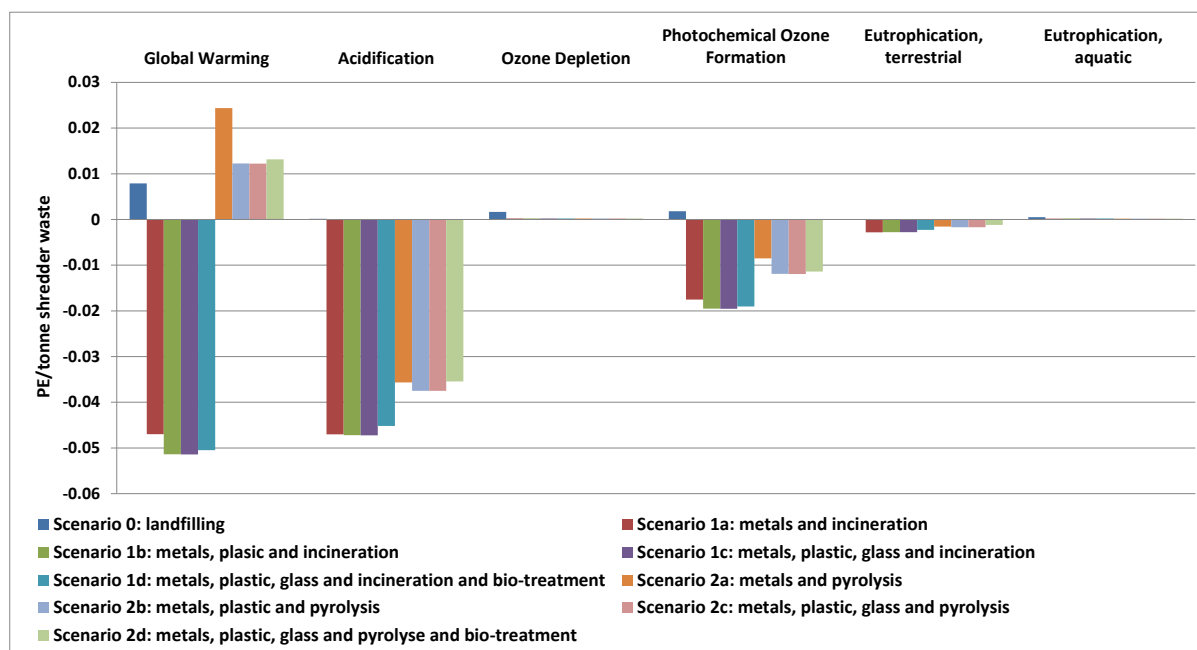


FIGURE A. TOTAL POTENTIAL NON-TOXIC ENVIRONMENTAL IMPACTS IN PERSON EQUIVALENTS (PE) PER TONNE OF SHREDDER WASTE FOR ALL SCENARIOS.

Figure A shows the non-toxic potential environmental impacts for the nine scenarios in the project. Scenario 0 Landfilling depicts the reference situation where shredder waste stays in the landfill. It can be seen that there were environmental net loads – numerically positive values – connected with landfilling of shredder waste for the impact categories Global Warming, Stratospheric Ozone Depletion and Photochemical Ozone Formation. Of these impacts Global Warming was the largest with a net environmental load of 0.008 PE/tonne shredder waste. This corresponds to 61 kg CO₂ equivalents/tonne of shredder waste. The results were divided in two groups with scenarios 1a to 1d, which included incineration technology, showing environmental savings in all of the non-toxic impact categories. In contrast, scenarios 2a to 2d with pyrolysis and gasification as energy utilization technologies showed environmental loads in the Global Warming category and less savings than the incineration scenarios in the remaining non-toxic impact categories.

Thus, the incineration scenarios resulted in net environmental savings (numerically negative values) with the largest saving in the Global Warming category in scenario 1c of -0.051 PE/tonne shredder waste corresponding to -397 kg CO₂ equivalents/tonne shredder waste. There were environmental savings in the same range in the Acidification and Photochemical Ozone Formation categories, but there were only minor savings in the remaining of the non-toxic impact categories. In contrast, when the energy utilization was pyrolysis the scenarios resulted in environmental loads in the Global Warming category of 0.034 PE/tonne shredder waste corresponding to 263 kg CO₂ equivalents/tonne shredder waste.

Whether energy utilization was done by incineration or pyrolysis there was an environmental savings by sorting of plastics in addition to metals; sorting of glass did not result in further environmental savings. Biological pre-treatment before landfilling resulted in a slight decrease in the environmental savings in the Global Warming category of approx. 0.0005 PE/tonne shredder waste compare to scenario 1c.

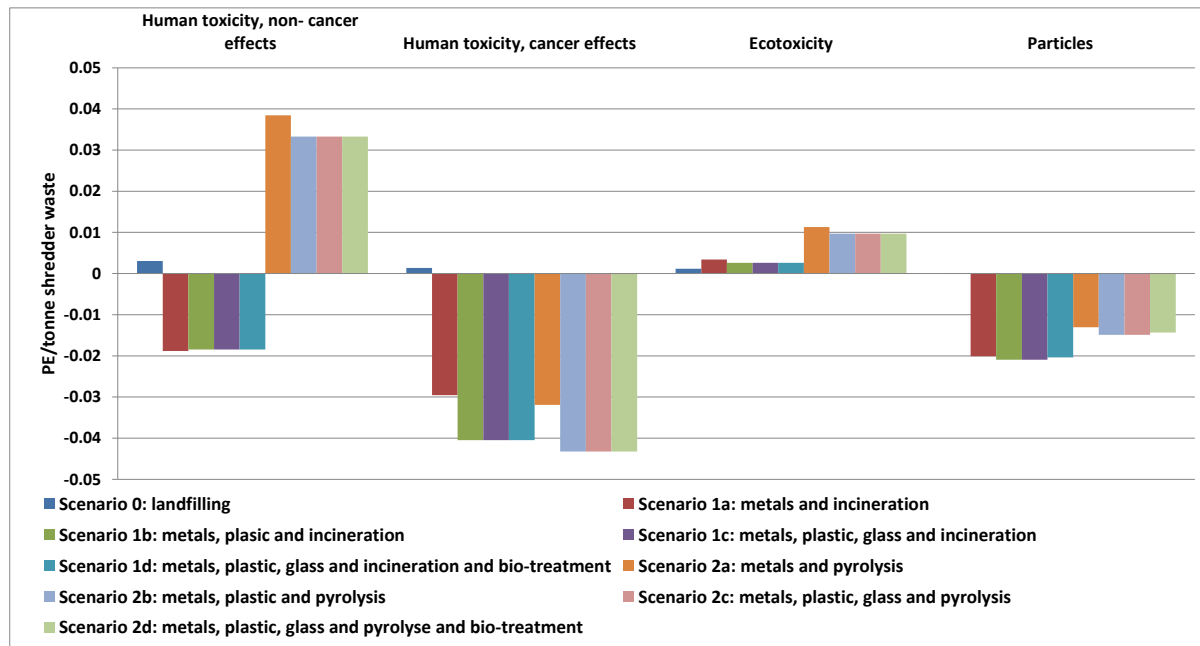


FIGURE B. TOTAL POTENTIAL ENVIRONMENTAL IMPACTS IN PERSON EQUIVALENTS (PE) PER TONNE OF SHREDDER WASTE FOR ALL SCENARIOS.

The toxic potential environmental impacts are shown in Figure B. As explained in the report, there are several factors which affect the interpretation of results in the toxic impact categories. The LCA method used to calculate toxic impacts are highly uncertain, and the data for emissions from the investigated technologies and background processes were also subject to uncertainty. Based on this, it is not advisable to draw conclusions about the different treatment methods for landfilled shredder waste based on these impact categories.

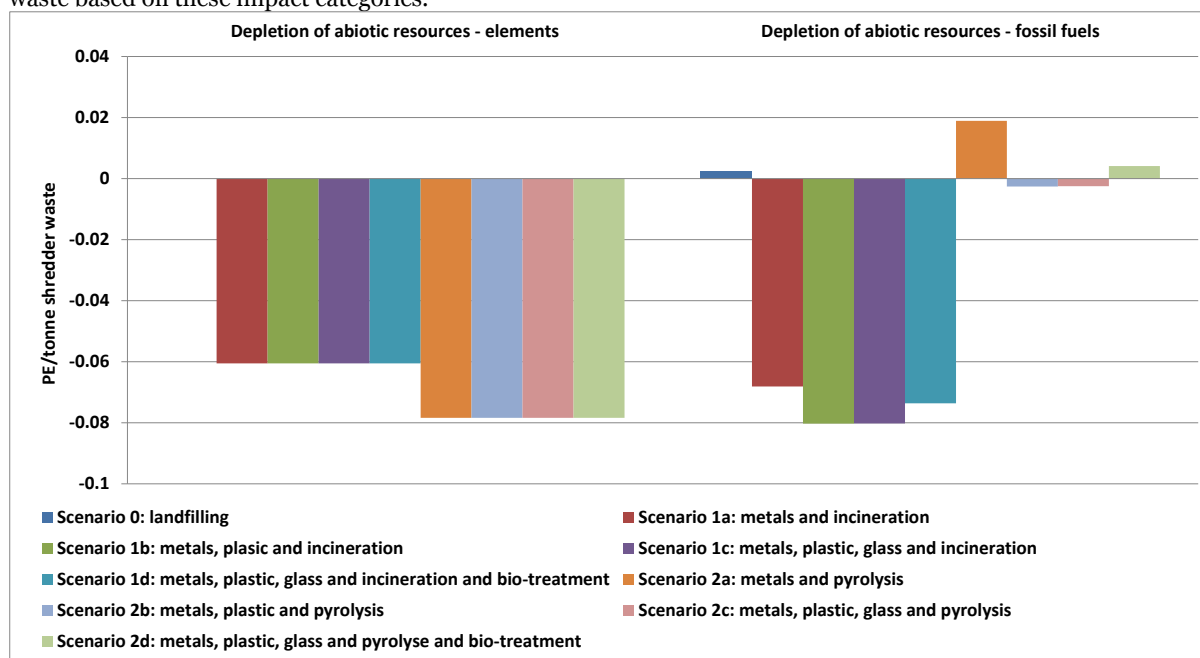


FIGURE C. TOTAL CONSUMPTION OF ABIOTIC RESOURCES MEASURED IN (PE) PER TON SHREDDER WASTE FOR ALL SCENARIOS.

With regard to the Depletion of abiotic resources in the form of elements and fossil fuels the results can be seen in Figure C. There was a saving of resources of elements in all scenarios that included excavation and treatment of landfilled shredder waste, which was very similar for the scenarios. This was caused by the metal recycling being the main cause of environmental savings, and since metal recycling rates were of the same size in the scenarios, they all came out with the same savings. The pattern is different for depletion of fossil fuels; the savings for the different scenarios were similar to the environmental savings in the Global Warming category having environmental savings in the scenarios with incineration and environmental loads in the scenarios with pyrolysis of shredder waste. This is naturally linked to the substitution of energy based on fossil fuels, which is also the main factor for the environmental impact of the Global Warming category.

Sensitivity analyses

To examine the robustness of the environmental assessment to changes of the assumptions a number of sensitivity analyses were performed to examine whether the scenarios changed their ranking by changing the assumptions – if this is not the case the environmental assessment is said to be robust to changes of the assumptions. The sensitivity analyses were selected on the basis of an analysis of the results seen in relation to the descriptions of the life cycle inventories, here after the most important parameters could be identified. In all, twelve sensitivity analyses were done of which three proved to be the most important, because changes in these assumptions made scenarios change rank, and the environmental assessment is therefore not robust to these changes:

- Pyrolysis – energy utilization for electricity production instead of heat production
- Natural gas used as fuel for marginal electricity production instead of coal
- Natural gas burners as marginal heat production technology instead of average Danish district heating

Under the assumption that the pyrolysis products were used for electricity production in addition to heat production (as in the main scenarios) the scenarios with pyrolysis changed from environmental loads to environmental savings in the categories Global Warming and Depletion of resources in the form of fossil fuels. In this way, the pyrolysis scenarios became better for the environment than the reference scenario (continuation of landfilling) and the incineration scenarios in these environmental impact categories. Modelling of the waste treatment system with natural gas-based marginal electricity production resulted in less environmental savings in the incineration scenarios, e.g. in the Global Warming category. The effect was opposite in the pyrolysis scenarios. The environmental loads in the pyrolysis scenarios became almost equal to the reference scenario (continuation of landfilling) regarding Global Warming and the environmental savings became larger regarding depletion of fossil fuels. Because the pyrolysis scenarios only included heat production it was of major influence to assume that the marginal heat substituted was produced by natural gas burners in single family houses. For Global Warming and Depletion of fossil fuels the pyrolysis scenarios changed rank compared to the reference scenario.

Conclusions

The overall result of the environmental assessment was that scenarios including sorting of recyclables in connection with incineration of the sorting residues at an incineration plant resulted in environmental savings in all impact categories as well as regarding Depletion of abiotic resources. Scenarios with pyrolysis and gasification as technology for energy utilization showed environmental loads in the Global Warming category and showed less environmental savings than the incineration scenarios in the remaining non-toxic impact categories.

Investigation of the contribution to the environmental impacts by the sub-processes showed that sorting and recycling of metals resulted in environmental savings in all scenarios that by far outweighed the environmental loads associated with excavation, transport and the sorting process.

Thus, it was the energy production method that decided if the scenarios had less environmental loads than the reference scenario.

Incineration of landfilled shredder waste was modelled with substitution of marginal electricity and heat that resulted in net environmental savings in spite of the relative high content of fossil carbon in shredder waste. The pyrolysis scenarios were only modelled with production of heat and the resulting substitution of marginal heat production. Because the substitution value of the marginal heat used in the project was much lower than for marginal electricity, energy utilization in the pyrolysis scenarios resulted in net environmental loads.

Under these assumptions the results of treatment of landfilled shredder waste were depending on whether the energy utilization of the sorting residues was done by incineration or from the pyrolysis products. To investigate (among other things) if the rank of the scenarios could change by changing the assumptions behind the energy utilization a number of sensitivity analysis were conducted. Under the assumption that the pyrolysis scenarios produced electricity, or that the marginal heat production was more beneficial for energy utilization, the treatment methods changed rank in a number of environmental impact categories and the environmental assessment is, therefore, not robust regarding changing of these assumptions.

1. Formål

Formålet med dette projekt er at udføre en livscyklusbaseret miljøvurdering (LCA) af behandling af dansk shredderaffald med henblik på at belyse miljøpåvirkninger af de forskellige behandlingsmetoder og rangordne dem herefter. Projektet omhandler allerede deponeret shredderaffald. Behandlingen tager udgangspunkt i sortering og derefter genanvendelse, energiudnyttelse og endelig deponering af restfraktionen. Referencecasen for vurderingen er, hvor shredderaffaldet forbliver i deponi uden behandling.

Shredderaffald defineres som den del af formaterialet, der indgår til shreddervirksomhederne, som efter shredding ikke genanvendes, men deponeres. Denne del udgør ca. 20 % af formaterialet, som ankommer til shreddervirksomheder i Danmark (Hansen et al. 2013).

Da det har vist sig, at datagrundlaget er behæftet med stor variation både i forhold til sammensætningen af shredderaffald og behandlingsmetoder, har DTU valgt at opstille mere generelle scenarier, der modelleres ved brug af et udsnit af mulige affaldssammensætninger og behandlingsteknologier. LCA'ens resultater bør derfor ikke benyttes til at evaluere miljøprofilen af eksisterende behandlingsmetoder, men skal i stedet danne grundlag for en fremadrettet miljømæssig vurdering af mulighederne for øget udnyttelse af ressourcerne i shredderaffald.

2. Omfang og udformning af livscyklusvurderingen

2.1 Overordnede principper

Livscyklusvurderingen (LCA'en) er udført som en "konsekvens-LCA", hvor miljøkonsekvenserne er opgjort relateret til, hvordan shredderaffald skal håndteres. I overensstemmelse med konsekvens-tilgangen gøres der brug af systemudvidelser for godskrivning af undgået produktion i forbindelse med genbrug og genanvendelse.

LCA'en er gennemført i henhold til principper om "best practice" for LCA, valg af LCIA-metoder og miljøpåvirkningskategorier samt vurdering af datakvalitet. Som konsekvens heraf blev LCA'en udført i overensstemmelse med ISO-standarderne 14040 og 14044. Ved valg af LCIA-metoder og miljøpåvirkningskategorier fulgtes anbefalingerne i ILCD-håndbogen "Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context" (European Commission, 2011).

Mht. vurdering af datakvalitet tildeles de enkelte datasæt for teknologier eller processer kvalitetsindikatorværdier som beskrevet af Frischknecht et al. (2007). Det tilstræbes at undgå brug af processer med dårligere kvalitetsindeks end 3 målt på en skala mellem 1 og 5 (1 betegner bedste kvalitet).

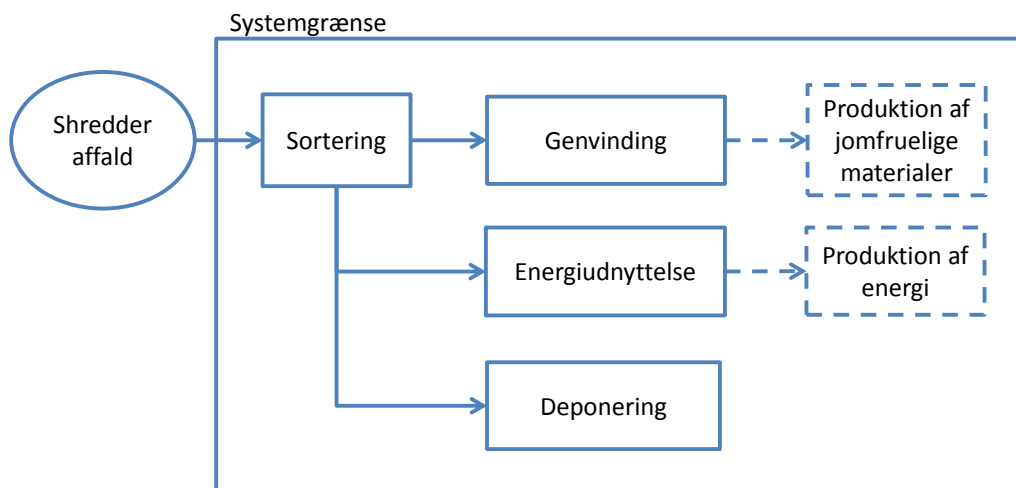
2.2 Den funktionelle enhed

Den funktionelle enhed er den ydelse, affaldssystemet skal levere i alle scenarier, for at de er sammenlignelige. Den defineres for shredderaffald som:

Behandling af 1 ton deponeret shredderaffald, inkl. opgravning, transport, oparbejdning, genanvendelse, forbrænding/pyrolyse og biologisk behandling samt slutdisponering (deponering eller anvendelse af slagge til vejbygning) af eventuelle restprodukter fra oparbejdningsprocessen.

2.3 Systemgrænser

Figur 1 viser systemgrænsen for LCA'en og det overordnede materialeflow. Shredderaffaldet kommer ind i systemet uden byrder fra opstrøms processer fra produktion af shredderaffaldet. Den eneste opstrøms proces som medtages er opgravning. I alle scenarier bliver shredderaffaldet sorteret, hvorefter genvinding, energiudnyttelse (forbrænding eller pyrolyse og forgasning) og deponering kan ske. Substitution af jomfruelige materialer og energi er vist ved stiplede bokse i figur 1.



FIGUR 1
SYSTEMGRÆNSE FOR LCA AF BEHÅNDLING AF DEPONERET SHREDDERAFFALD. SUBSTITUTION AF MATERIALER OG ENERGI ER VIST VED STIPLEDE BOKSE OG PILE.

2.4 Allokering/systemudvidelse

Da LCA'en benytter en konsekvenstilgang, er der anvendt udvidelse af systemgrænserne til at omfatte substitution i stedet for allokering. Det betyder, at affaldssystemet krediteres for undgåede emissioner, som ellers ville være sket ved produktion af de substituerede produkter.

2.5 Miljøpåvirkningskategorier, LCIA-metoder og fortolkning af resultater

LCA'en benytter miljøpåvirkningskategorier og LCIA-metoder, som beskrevet i ILCD-håndbogen (Hauschild et al., 2012). Herudover benyttes påvirkningskategorierne for abiotiske ressourcer (fossile samt grundstoffer) fra CML-metoden. Desuden er medtaget kategorier for human- og økotoksicitet i form af USEtox, hvilke også er anbefalet i ILCD-håndbogen. Partikelstoffer, der påvirker åndedræt, er ikke medtaget i humantoksicitet i USEtox, Partikelstoffer er derfor modelleret ifølge UPFM-modellen (Humbert, 2009). Brug af UPFM-modellen er også anbefalet i ILCD (Hauschild et al., 2012).

De valgte miljøpåvirkningskategorier er vist i Tabel 1. Der gøres opmærksom på, at USEtox og UPFM er behæftet med en del usikkerhed, hvilket bør tages i betragtning ved fortolkning af resultaterne (en opdatering til USEtox-version 1.1 er under udarbejdelse, hvor især modellering af binding af metaller opdateres).

De potentielle miljøpåvirkninger kan endvidere omregnes for hver af påvirkningskategorierne til en fælles enhed i form af en personækvivalent (PE), idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person – dette kaldes normalisering. Tabel 1 viser ligeledes de anvendte normaliseringsreferencer for omregning til personækvivalenter for de benyttede miljøpåvirkningskategorier.

TABEL 1
MILJØPÅVIRKNINGSKATEGORIER OG NORMALISERINGSREFERENCER SOM ANVENDES I DETTE PROJEKT.

Påvirknings-kategori	Metode	Version	Forkor-telse	Normaliserings-referenc	Scope	Kilde for norma-liserings-referenc
Drivhuseffekt	IPCC 2007		GWP100	7730 kg CO ₂ -ækv./PE/år	Verden	Laurent et al. (2011a)
Stratosfærisk ozon nedbrydning	EDIP	2.05	ODP	2,05*10 ⁻² kg CFC11-ækv./PE/år	Verden	Laurent et al. (2011a)
Forsuring	ReCiPe midpoint	1.06	AP	49,9 kg SO ₂ ækv./PE/år	EU 28	Sleeswijk et al. (2008)
Terrestrisk eutrofiering¹	CML	2.05	TEP	356 kg NOx-ækv./PE/år	EU 15	Huijbregts et al. (2003) and CML(2012)
Ferskvands-eutrofiering	ReCiPe midpoint	1.06	FEP	0,96 kg P-ækv./PE/år	EU 28	Sleeswijk et al. (2008)
Fotokemisk ozon-dannelse	ReCiPe midpoint	1.06	POFP	52,9 kg NMVOC/PE/år	EU 28	Sleeswijk et al. (2008)
Humantoksicitet, cancerteffekter²	USEtox	1.01	HT-C	3,25*10 ⁻⁵ CTUh/PE/år	EU 38	Laurent et al. (2011b)
Humantoksicitet, ikke-cancereffekter²	USEtox	1.01	HT-NC	8,14*10 ⁻⁴ CTUh/PE/år	EU 38	Laurent et al. (2011b)
Økotoksicitet³	USEtox	1.01	ET	5060 CTUe/PE/år	EU 38	Laurent et al. (2011b)
Partikler	Baseret på UPFM	1.0	PM	4,71 kg PM _{2.5} /PE/år		Humbert (2009)
Forbrug af abiotiske ressourcer, grundstoffer¹	CML	4.1	ADP-E	0,217 kg antimon-ækv./PE/år	EU 15	Oers et al. (2002) og CML (2012)
Forbrug af abiotiske ressourcer, fossile brændsler¹	CML	4.1	ADP-F	8,06*10 ⁴ MJ/år	EU 15	Oers et al. (2002) og CML (2012)

¹Beregnet af DTU på grundlag af et befolkningstal i 1995 for EU-15 på 380 millioner (Huijbregts, 2003), og den samlede miljøpåvirkning i 1995 (CML, 2012).

²CTU_h comparative toxic unit for humans.

³CTU_e - comparative toxic unit for ecosystem.

Der gøres 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. I denne rapport er der anvendt LCIA-metoden USETox, som repræsenterer en ”konsensusmodel” blandt LCA-eksperter til beregning af potentielle toksiske miljøpåvirkninger. Uanset anvendelse af USETox er der stadig stor usikkerhed forbundet med de toksiske påvirkningskategorier, og der gøres opmærksom på, at de toksiske miljøpåvirkninger skal udvise større relativ, såvel som absolut, forskel i forhold til de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier, før man kan konkludere på signifikante forskelle mellem scenarier (Rosenbaum et al., 2008).

2.6 Livscyklusvurderings-værktøjet EASETECH

Livscyklus-modelleringen er gennemført med modellen EASETECH (Clavreul et al., 2014), der er udviklet ved Danmarks Tekniske Universitet. Med udgangspunkt i en detaljeret kemisk sammensætning af materialefraktioner i affaldet beregnes vha. EASETECH masse-flow, ressourceforbrug og emissioner fra affaldssystemer, som defineres af brugeren. EASETECH omfatter kildesortering, indsamling og transport af affald, materialeoparbejdningsfaciliteter, forbrændingsanlæg, komposteringsanlæg, biogasanlæg, kombinerede biogas- og komposteringsanlæg, deponeringsanlæg, anvendelse af organisk affald i jordbruget, genanvendelse af materialer, energiudnyttelse samt materialeudnyttelse.

Modellen indeholder data for udvalgte anlæg og processer, men tillader også at specifikke anlæg opstilles og gemmes i modellen. Scenarier med flere strenge kan opstilles for et givet system startende med affaldsgenereringen og afsluttende med slutdisponeringen i et deponi, ved industriel materialegenanvendelse, udspredd på landbrugsjord, udnyttelse i energianlæg eller ved materialeudnyttelse. Hvor der sker materialegenanvendelse, energiudnyttelse eller materialeudnyttelse, krediteres affaldssystemet for de ressourcemæssige og miljømæssige besparelser, der opnås ved, at den tilsvarende produktion baseret på jomfruelige materialer undgås. EASETECH indeholder databaser for en række centrale processer, for eksempel for transport, elektricitets- og varmfremstilling. Herudover kan data importeres fra kommercielle databaser.

2.7 Databehov

2.7.1 Materialesammensætning

Beskrivelser af den fysisk/kemiske sammensætning og materialefraktioner i shredderaffald blev fundet i et antal rapporter (Hansen et al., 2011; Hansen et al., 2012; Høstgaard et al., 2012; Poulsen et al., 2011; Boughton, 2007; Boughton & Horvath, 2006; Ahmed et al., 2014; Nielsen et al., 2006; Cramer et al., 2006). Den internationale videnskabelige litteratur omhandler næsten udelukkende shredderaffald produceret på baggrund af bilskrot. Derudover er der meget få af disse artikler, som indeholder data om materialefraktioner og deres kemiske sammensætning. Det eneste projekt, som indeholder affaldssammensætning for deponeret dansk shredderaffald er Hansen et al. (2012). Dette projekt sammen med de nævnte baggrundsdata fra (Ahmed et al., 2014) er derfor benyttet som udgangspunkt for opstilling af affaldssammensætningen for deponeret shredderaffald.

2.7.2 Behandling af shredderaffald

For de resterende processer, der indgår i LCA'en, anvendes data fra anerkendte LCA-databaser, herunder især Ecoinvent (Frischknecht et al., 2007), samt anden relevant litteratur. Alle processer brugt til modelleringen i EASETECH er vist i Bilag 1.

2.8 Ikke-kvantitative vurderinger

Der anvendes ikke vægtning i LCA'en, da vægtning ikke er i overensstemmelse med ISO-standard. Der bliver i kapitel 4 gjort opmærksom på, i hvor høj grad de forskellige miljøpåvirkningskategorier er behæftet med usikkerhed. Dette gælder især for de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier i forhold til de toksiske, og dette indgår i fortolkningen af resultaterne.

2.9 Begrænsninger

Det understreges, at der er tale om en LCA udført i overensstemmelse med ISO-standarderne 14040 til 14044. Der er ikke kendskab til begrænsninger i forhold til LCA'ens anvendelse udover det generelle forhold, at LCA'er ikke bør benyttes, som det eneste grundlag for beslutningstagen.

2.10 Krav til datakvalitet

For at evaluere kvaliteten af de eksterne processer som indgår i LCA'en anvendtes en metode udviklet af Weidema & Wesnæs (1996). Denne metode benytter kvalitetsindikatorværdi i fem indikator-kategorier til at vurdere kvaliteten af data. Indikator-kategorierne inkluderer "troværdighed", "fuld-

stændighed” samt ”tidsmæssig, geografisk og teknologisk overensstemmelse”. Tildeling af indikatorværdi sker ved at sammenligne de anvendte databaseprocesser med processerne som indgår i vurderingen af behandling af shredderaffald. Indikatorværdien gives på en skala fra 1 til 5, hvor 1 angiver fuld dokumentation og overensstemmelse, og 5 angiver manglende dokumentation og overensstemmelse i forhold til den ønskede proces. Gennemsnittet af indikatorkategoriernes beregnes, og i dette projekt benyttes i så høj grad som muligt kun processer, som har en gennemsnitlig indikatorværdi mindre end 3. En definition af indikatorerne med tilhørende forklaringer til de enkelte indikator kategorier findes i dokumentationen til Ecoinvents databaser (Frischknecht et al., 2007) og bygger oprindeligt på Weidema & Wesnæs (1996).

2.11 Proces mht. kritisk review

Rapporten blev eksternt reviewet af LCA-eksperter fra Teknologisk Institut. Reviewrapporten kan ses i bilag 4.

2.12 Rapportformat

Rapportformatet følger beskrivelsen i ISO-standardens.

2.13 Tidshorisont

Data for sammensætningen af deponeret shredderaffald repræsenterer affald deponeret i årene 2000-2009. Sammensætningen af dette forventes at ændre sig over år, da der ses en forskel på sammensætningen af løbende produceret shredderaffald i 2012 og det deponerede fra perioden 2000-2009. Data for sammensætningen af det deponerede shredderaffald vil være gældende for det affald som i fremtiden opgraves til behandling. Det vurderes at de opstillede scenarier for deponeret shredderaffald vil være gældende så længe, der ikke sker afgørende ændringer i udformning af teknologier og baggrundssystemer. Her tænkes specielt på overgang til et fossiltfrit energisystem, som vil ændre energisubstitutionen for forbrænding og pyrolyse radikalt.

3. Livscyklusopgørelser

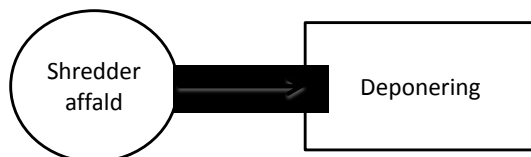
3.1 Cases og scenarier

For at afdække de forskellige behandlingsmuligheder, der findes for shredderaffald, opstilledes tre cases med underliggende scenarier. Case 0 er en referencecase, som repræsenterer den nuværende situation, hvor shredderaffaldet forbliver deponeret uden behandling, se figur 2.

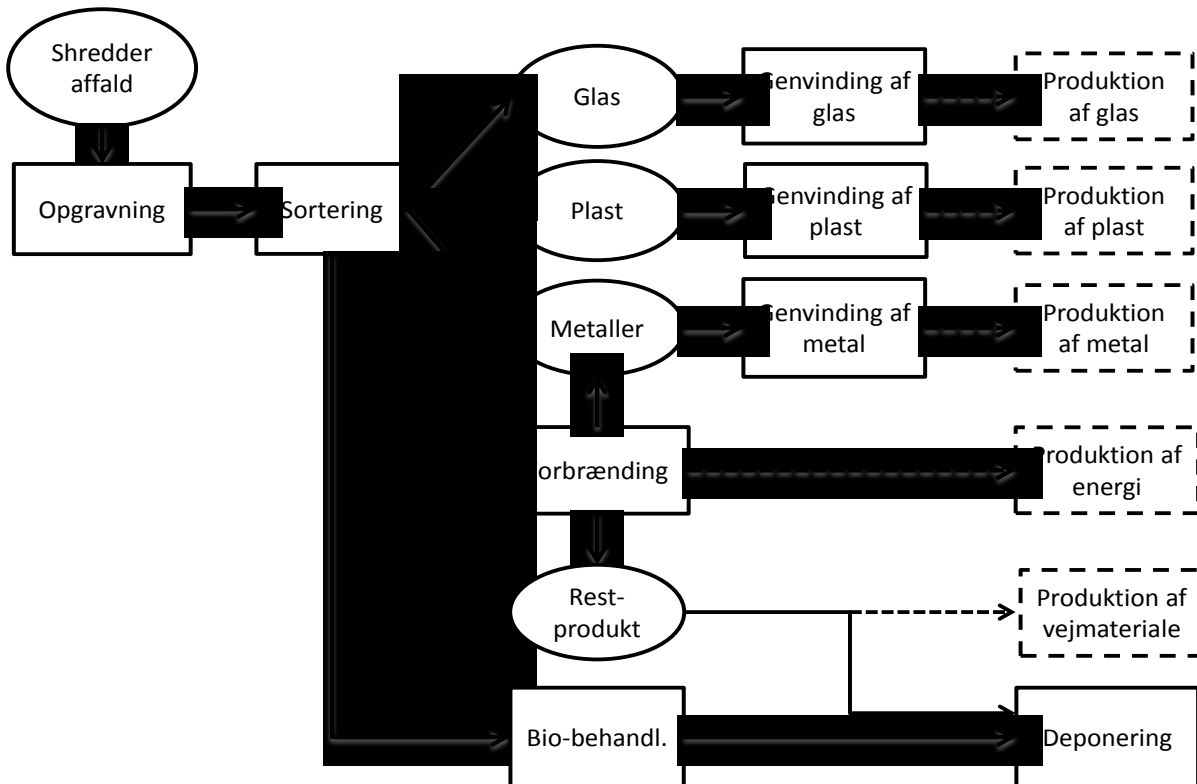
Case 1 er vist i figur 3 og repræsenterer en situation, hvor genanvendelige materialer (metal, plast, glas) udsorteres, en delmængde nyttiggøres til energiformål ved forbrænding, mens restfraktionen deponeres. Udsortering til genanvendelse repræsenteres ved tre delscenarier for at klarlægge betydningen af de enkelte materialefraktioner: 1a) udsortering af metal, 1b) udsortering af metal og plast, samt 1c) udsortering af alle tre fraktioner, dvs. metal, plast og glas. Scenarie 1d) inkluderer biologisk behandling, som udføres på sorteringsresten inden gen-deponering.

Case 2 er vist i figur 4 og repræsenterer en situation, hvor genanvendelige materialer (metal, plast og glas) udsorteres, en delmængde nyttiggøres til energiformål ved pyrolyse og forgasning, mens restfraktionen deponeres. Udsortering til genanvendelse repræsenteres ved tre delscenarier for at klarlægge betydningen af de enkelte materialefraktioner: 2a) udsortering af metal, 2b) udsortering af metal og plast, samt 2c) udsortering af alle tre fraktioner, dvs. metal, plast og glas. Scenarie 2d) inkluderer biologisk behandling, som udføres på sorteringsresten inden gen-deponering.

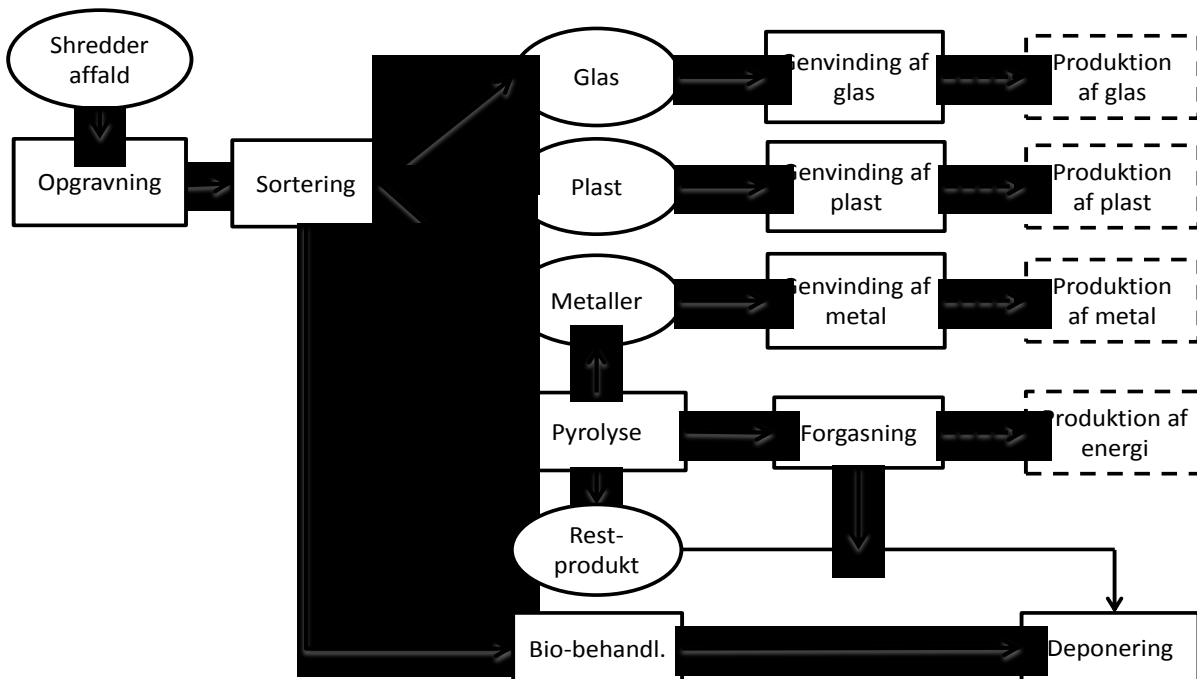
Energiforbrug og emissioner i forbindelse med opgravning af det deponerede shredderaffald medtages i alle cases med undtagelse af Case 0.



FIGUR 2
REFERENCECASE (SCENARIO 0). SHREDDERAFFALDET FORBLIVER UBEHANDLET I DEPONI.



FIGUR 3
 DET DEPONEREDE SHREDDERAFFALD OPGRAVES OG SENDES DEREFTER TIL SORTERING. CASE 1 INKLUDERER ENERGIUDNYTTTELSE VED FORBRÆNDING. GENANVENDELSE AF METAL (SCENARIO 1A), METAL OG PLAST (SCENARIO 1B) OG METAL, PLAST OG GLAS (SCENARIO 1C), BIOLOGISK BEHANDLING INKLUDERET (SCENARIO 1D), SAMT ENERGIUDNYTTTELSE VED FORBRÆNDING OG DEPONERING AF REST. CIRKLER ER PRODUKTER ELLER SHREDDERAFFALD, FIRKANTER ER PROCESSER, STIPELE LINJER OG BOKSE REPRÆSENTERER SUBSTITUERED E PROCESSER.



FIGUR 4
 DET DEPONEREDE SHREDDERAFFALD OPGRAVES OG SENDES DEREFTER TIL SORTERING. CASE 2 INKLUDERER ENERGIUDNYTTTELSE VIA PYROLYSE. GENANVENDELSE AF METAL (SCENARIO 2A), METAL OG PLAST (SCENARIO 2B) OG METAL, PLAST OG GLAS (SCENARIO 2C), BIOLOGISK BEHANDLING INKLUDERET (SCENARIO 2D), SAMT ENERGIUDNYTTTELSE VED PYROLYSE/FORGASNING OG DEPONERING AF REST. CIRKLER ER PRODUKTER ELLER SHREDDERAFFALD, FIRKANTER ER PROCESSER, STIPELE LINJER OG BOKSE REPRÆSENTERER SUBSTITUERED E PROCESSER.

3.2 Sammensætning af shredderaffald

3.2.1 Sammensætning af deponeret shredderaffald

I tabel 2 angives størrelsesfordelingen af shredderaffald i analyser foretaget i 2009 på deponeret shredderaffald fra hhv. Odense Nord Miljøcenter og AV Miljø A/S. Der blev observeret relativt store variationer mellem størrelsesfordelingen af shredderaffald fra de to deponier, men også mellem prøver taget på det samme deponi. For på rimelig vis at repræsentere denne variation i data anvendes for hver størrelsesfraktion middelværdierne for det samlede størrelsesinterval fra både Odense Nord Miljøcenter og AV Miljø A/S, dog korrigeret således at størrelsesfordelingen samlet adderer op til 100 %. Data for den kemiske sammensætning brugt i modelleringen af behandling af deponeret shredderaffald er vist i Bilag 2. Det skal bemærkes at Bilag 2 i højere grad baserer sig på data fra Ahmed et al. (2014), hvor TS indholdet er væsentligt lavere.

TABEL 2
FORDELING AF STØRRELSESFRAKTIONER I DEPONERET SHREDDERAFFALD.

	¹ Shredderaffald fra H.J. Hansen deponeret på Odense Nord Miljøcenter i perioden 2000-2008	¹ Shredderaffald fra STENA Recycling deponeret på AV Miljø A/S i perioden 2001-2008	² Middelværdi
Samlet TS i prøve (%)	86,4-89,4	83,3-84,1	86
Størrelsesfraktion (% af TS)			
>10 mm	31,5-37,6	35,4-39,4	37
4-10 mm	14,0-18,6	13,0-15,9	17
1-4 mm	13,5-16,5	13,9-16,7	14
<1 mm	22,0-37,1	32,5-32,7	31

¹Intervallerne er udarbejdet på baggrund af tabel A.1 og A.2 i Bilag A i Hansen et al. (2012), der angiver fordeling af materialefraktionerne i deponeret såvel som i nyproduceret shredderaffald. Bilag A i Hansen et al. (2012) refererer resultater fra Ahmed et al. (2014).

²Middelværdien af det samlede interval fra Odense Nord Miljøcenter og AV Miljø.

Data for fordelingen af materialefraktioner i shredderaffaldet er kun tilgængeligt for størrelsesfraktionen >10 mm baseret på håndsortering af materialerne (Hansen et al., 2012; Ahmed et al., 2014), se tabel 3. For de mindre størrelsesfraktioner haves ikke tilsvarende data for fordelingen af materialer.

Hansen et al. (2012) angiver den fysisk/kemiske sammensætning af størrelsesfraktionerne, inklusive størrelsesfraktionerne mindre end 10 mm. Der haves således fysisk/kemisk sammensætning for alle størrelsesfraktioner, men kun fordeling af materialer for størrelsesfraktionen >10 mm.

Tabel 3 angiver fordelingen af materialefraktioner i størrelsesfraktionen >10 mm ved opdeling i 12 overordnede fraktioner. Metalfraktionen er videre underinddelt i yderligere seks fraktioner såsom jern, kobber, aluminium etc. Tabellen angiver intervaller for de individuelle materialefraktioner som procent af shredderaffaldet >10 mm. De primære fraktioner udgøres af metal, plast og gummi, hvorefter følger sten og træ samt en række mindre fraktioner herunder bl.a. skum og tekstiler. Der er en forholdsvis stor rest af "Andet", som ikke kan henføres til førnævnte materialefraktioner. Det bemærkes, at der er observeret store variationer for flere af materialefraktionerne: f.eks. udgør andelen af metal mellem 16 og 35 %, andelen af plast mellem 18 og 26 % og andelen af sten mellem 0,7 og 21 % af shredderaffald >10 mm. Underopdeling af metalfraktionen (angivet som procent af

den samlede mængde shredderaffald) indikerer ligeledes stor variation f.eks. for jernindhold (2,5-10 %) og kobberindhold (0,03-0,2 %) af den samlede mængde.

Sammensætningen af deponeret shredderaffald er i tabel 4 bestemt ved kombination af data for andelen af de enkelte størrelsesfraktioner i tabel 2 og data for fordeling af materialefraktioner i tabel 3.

TABEL 3
FORDELING AF MATERIALEFRAKTIONER I DEPONERET SHREDDERAFFALD >10 MM.

¹ Materialefraktion (% af foreliggende vægt)	Shredderaffald >10 mm fra H.J. Hansen deponeret på Odense Nord Miljøcenter i perioden 2000-2008	Shredderaffald >10 mm fra STENA Recycling deponeret på AV Miljø A/S i perioden 2001-2008	³ Middelværdi
Metal (total)	16-35	25-29	24,8
² Jern	2,5-10	-	6,3
Kobber	0,03-0,2	-	0,1
Aluminium	0,3-1,1	-	0,7
Rustfrit stål	0,8-6,4	-	3,6
Messing	0,1-0,9	-	0,5
Andet metal	0,05-4,2	-	2,1
Plast	18-26	21-23	21,4
Gummi	12-15	12-13	13,1
Træ	4,0-7,7	5,8-13	8,3
Skum	3,0-5,2	3,7-4,9	4,0
Tekstiler	1,7-2,9	3,1-4,4	3,0
Papir/pap	0,9-2,1	1,1-2,2	1,5
Ledninger	1,3-2,0	1,8-2,6	2,0
Elektronik	0,1-1,0	0,6-0,9	0,6
Glas/keramik	0,2-1,5	0,2-0,3	0,9
Sten	0,7-21	2,9-7,8	10,0
Andet	2,8-18	9,1-9,6	10,4

¹Intervallerne for "metal (total)" samt plast, gummi, træ, etc. (% af foreliggende vægt af størrelsesfraktionen >10 mm) er konstrueret på baggrund af tabel A.4 og A.5 i Bilag A i Hansen et al. (2012).

²Intervallerne (% af det samlede shredderaffald) for yderligere opdeling af metalfraktionen i jern, kobber etc. er fra tabel A.7 i Bilag A fra Hansen et al. (2012).

³Middelværdien af det samlede interval fra Odense Nord Miljøcenter og AV Miljø. Data er korrigeret således at de tilsammen (uden underopdeling af metalfraktionen) udgør 100 %.

TABEL 4
SAMMENSÆTNING AF DEPONERET SHREDDERAFFALD.

Størrelsesfraktioner	% af TS	Materialer	% af den samlede mængde shredderaffald
>10 mm	37	Metal (total)	9,2
		Jern	6,3
		Kobber	0,1
		Aluminium	0,7
		¹ Rustfrit stål	0
		Messing	0,5
		Andet metal	2,1
		Plast	7,9
		Gummi	4,8
		Træ	3,0
		Skum	1,5
		Tekstiler	1,1
		Papir/pap	0,6
		Ledninger	0,7
		Elektronik	0,2
		Glas/keramiske stoffer	0,3
		Sten	3,7
		Andet	3,8
		Total	37
4-10 mm	17		
1-4 mm	14		
<1 mm	31		
Total	100		

¹For at opretholde massebalancen for den samlede metalfraktion sammenholdt med tilstedeværelsen af de forskellige metaltypen er mængden af rustfrit stål udeladt, idet denne type metal kun var observeret i én prøve (Ahmed et al., 2014).

For at kunne angive den korrekte mængde metal, der kan genanvendes fra shredderaffaldets forskellige størrelsesfraktioner, er det udover sorteringseffektiviteten nødvendigt at kende metallernes oxideringsgrad. Oxiderede metaller i form af jernoxider (rust) og aluminiumoxider kan ikke genanvendes uden en reducerende proces, som er energikrævende og derfor sammenlignelig med primærproduktionen af disse materialer. Det bemærkes, at de procentvise fordelinger af jern og aluminium i tabel 3 og 4 også inkluderer oxider.

Oplysninger om oxideringsgraden af jern og aluminium i deponeret shredderaffald er sparsomme, f.eks. har Quaghebeur et al. (2013), som karakteriserer deponeret affald heriblandt shredderaffald ingen oplysninger om oxideringsgraden for metaller. Hansen et al. (2012) vurderer derimod, at 50 % af jern og aluminium i deponeret shredderaffald i størrelsesfraktionen 10-5 mm er at finde på oxideret form, samt at oxideringsgraden er noget højere i fraktionen <5 mm, hhv. 60 % for jern og

70 % for aluminium. De resterende metaller (kobber, messing, zink og bly) antages ikke at være oxiderede. Mht. oxideringsgraden af større stykker jern og aluminium, som optræder i fraktionen >10 mm, angiver Hansen et al. (2012) ingen værdier. For jern benyttes i stedet data for deponeret husholdningsaffald, hvor det angives, at oxideringsgraden var 20 % (Frändegård et al., 2013).

I mangel på data for oxidationsgraden af større stykker aluminium i fraktionen >10 mm sammenlignes med data for oxidation af aluminium ved affaldsforbrænding. Selv om forholdet mellem oxidering ved ophold i jordmiljøet i forhold til oxidering under forbrænding, dvs. ved høj temperatur og under iltrige forhold, er ukendt, blev det valgt at benytte data fra forbrænding som et bud på oxidationsgraden af aluminium ved deponering. Biganzoli et al. (2012) angiver, at ca. 9 % af aluminiumsdåser oxideres ved forbrænding i et forbrændingsanlæg, og dette tal er således benyttet i nærværende rapport. I tabel 5 vises oxideringsgraden for metaller, som benyttes i modelleringen af behandling af deponeret shredderaffald.

TABEL 5
OXIDATIONSGRAD FOR METALLER I FORSKELLIGE STØRRELSFRAKTIONER AF DEPONERET SHREDDERAFFALD.

Størrelsesfraktion	Oxidationsgrad (%)		
	Jern	Aluminium	Andet metal (kobber, messing, bly, zink)
>10 mm	20	9	0
4-10 mm	50	50	0
1-4 mm	60	70	0
<1 mm	60	70	0

En faktor som har miljømæssig betydning i forbindelse med affaldsbehandlingsmetoder, der indeholder forbrænding eller anden termisk energiudnyttelse, er affaldets indhold af fossilt og biogent kulstof. Biogent kulstof er af organisk oprindelse, men stammer fra nyligt produceret materiale, f.eks. plante- og animalsk materiale, i modsætning til fossilt kulstof såsom kul, olie og gas. Ved forbrænding af biogent kulstof regnes den frigivne CO₂ i LCA-sammenhæng for miljømæssig set neutralt og bidrager ikke til drivhuseffekten (Christensen et al., 2009).

Der findes forskellige materialefraktioner i shredderaffald, som indeholder organisk kulstof. Af disse er indholdet i plast, skum og ledninger udelukkende af fossil oprindelse. Tilsvarende gælder for træ, papir/pap og tekstiler, at indholdet af organisk kulstof i overvejende grad er biogent, da det til stor del stammer fra plantemateriale. Med hensyn til gummifractionen, hvor andelen i størrelsesfraktionen > 10 mm udgør ca. 4,8 % af shredderaffaldet, er situationen ikke lige så klar. Gummi kan forekomme som naturgummi og som syntetisk gummi, der består af hhv. biogent og fossilt kulstof. Da der ikke findes oplysninger om fordelingen af biogent og fossilt kulstof i shredderaffald foretages følgende estimering, som bygger på oplysninger om gummiforbrug i de største industrilande.

Ifølge UNCTAD (2013) fordelte Tysklands gummiforbrug i 2005 sig på 71 % syntetisk gummi og 29 % naturgummi. Da det ikke har været muligt at finde tal for hele perioden 2000-2009, hvor shredderaffaldet blev deponeret, endsiges tal for dansk forbrug, benyttes de tyske tal fra 2005, som et bud på fordelingen mellem syntetisk gummi og naturgummi i deponeret shredderaffald.

På grundlag af den relative forekomst af materialefraktioner i shredderaffaldet sammenholdt med fordelingen af biogent og fossilt kulstof i de enkelte fraktioner beregnes forholdet mellem biogent og fossilt kulstof i størrelsesfraktionen >10 mm til 1:3,3. I de resterende størrelsesfraktioner, dvs. 4-10 mm, 1-4 mm og <1 mm, hvor fordelingen af materialefraktioner ikke kendes, antages fordelingen at være den samme som i størrelsesfraktionen >10 mm.

Ud over oxideringsgrad og fordeling mellem biogent og fossilt kulstof er shredderaffaldets brændværdi af interesse. De benyttede nedre brændværdier er 16,8 MJ/kg TS for størrelsesfraktionen 4-10 mm, 5,6 MJ/kg TS for fraktionen 1-4 mm og 3,1 MJ/kg TS for fraktionen <1 mm (Ahmed et al., 2014). Den nedre brændværdi i størrelsesfraktionen >10 mm (medregnet metaller egnet til genanvendelse) beregnes ud fra sammensætningen af materialefraktioner vha. EASETECH til 15,2 MJ/kg.

3.3 LCI for behandling af shredderaffald

Datagrundlaget for konkrete anlæg er ikke tilstrækkeligt til at modellere samtlige behandlingsmetoder for shredderaffald. Med udgangspunkt i tilgængelige data fremstilledes derfor mere generelle LCI'er, som anses for repræsentative for forskellige typer af behandlingsanlæg.

3.3.1 Sorteringsanlæg

Ved behandling af affald ved shreddning sønderdeles materialet først i selve shredderen, hvorefter det sorteres i forskellige materialefraktioner i et sorteringsanlæg. Restfraktionen fra denne sorteringsproces udgør per definition shredderaffald i denne rapport. Det antages, at shredderaffaldet efter opgravning fra deponi behandles endnu en gang i det samme sorteringsanlæg, hvorved der udsorteres yderligere mængder af de nævnte materialefraktioner. Det antages i nærværende projekt, at der mht. metaller udsorteres jern, aluminium, kobber, zink, messing og bly i alle scenarier. Desuden udsorteres plast og glas i et antal scenarier, der skal undersøge de potentielle miljøeffekter af genanvendelse af disse materialefraktioner, som ikke rutinemæssig indgår i behandling af shredderaffald. Sorteringsanlægget tænkes at fungere med mekanisk sortering og identifikation af genanvendelsesfraktioner med forskellige slags sensorer og luftseparatorer som beskrevet af Cramer et al. (2006).

Fra et modelleringsteknisk synspunkt er der to parametre, som er afgørende for sorteringsanlæggets miljøprofil. Det drejer sig om sorteringseffektiviteterne for de forskellige materialefraktioner samt sorteringsanlæggets energiforbrug og de dermed forbundne emissioner. Andre emissioner fra anlægget begrænser sig sædvanligvis til støv. I modellering af sorteringsprocessen indgår der således en række del-teknologier, som hver især udsorterer én eller flere materialefraktioner med en given sorteringseffektivitet, dvs. en procentdel af den tilstedeværende materialefraktion, og et givet energiforbrug per ton materiale, der bliver sorteret.

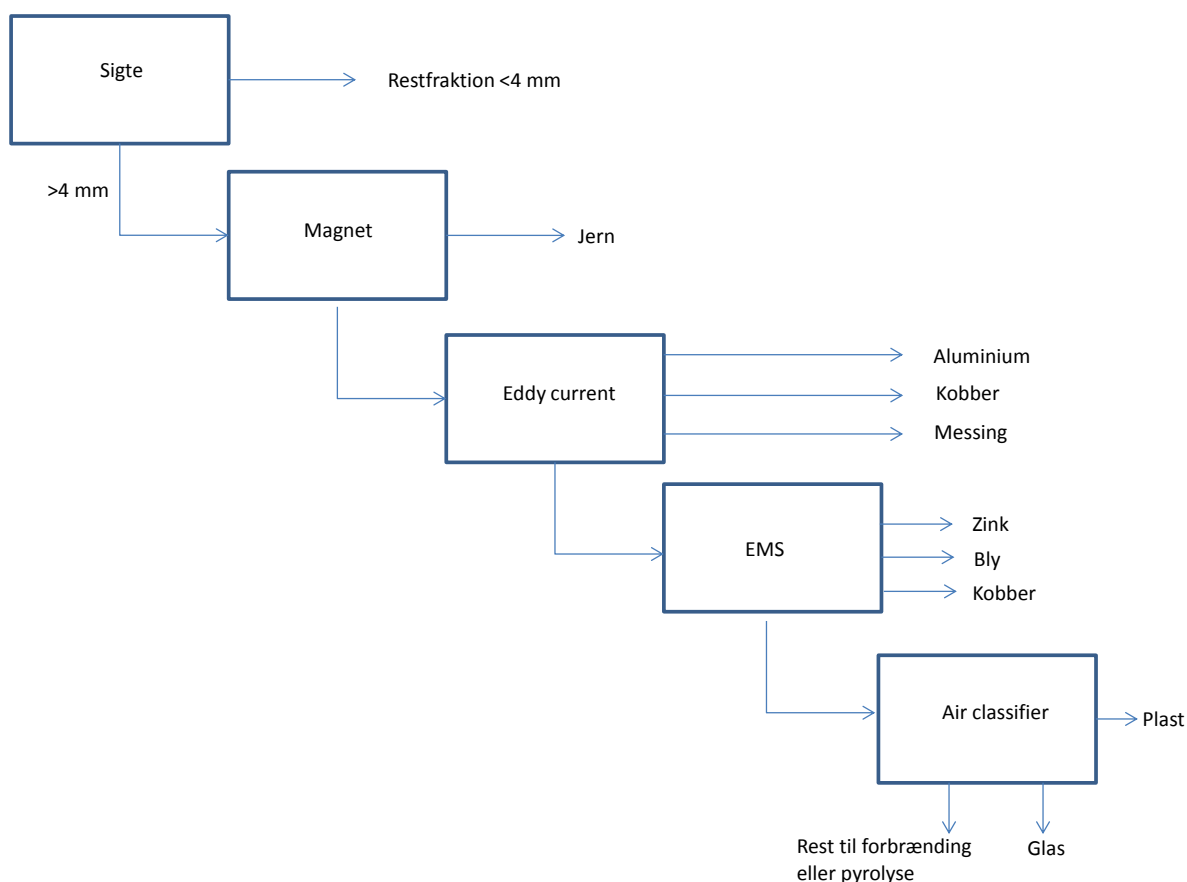
Det er ikke hensigten at foretage en detaljeret modellering af sortering på et konkret dansk shredderanlæg, men i stedet at anvende generelle principper for sortering af shredderaffald til opstilling af et generisk sorteringsanlæg, der består af delprocesser, som tilsammen udgør hele sorteringsprocessen. Som beskrevet af Hansen et al. (2012) kan der f.eks. indgå følgende teknologier i et sorteringsanlæg til shredderaffald: sigte, magnet-separator, eddy current-separator, og EMS-sensorer (forbundet med luftdyser) samt en luftseparator. Da de potentielle miljøpåvirkninger kan henføres udelukkende til sorteringseffektivitet og energiforbrug, bliver modelleringen af hver delteknologi relativ simpel.

Der er i hovedscenarierne anvendt sorteringseffektiviteter på sorteringsanlægget mellem 92 % og 95 % for metalsortering. Data for udsortering af metaller fra deponeret shredderaffald er som nævnt sparsomme, især mht. indflydelse af nedbrydningsprocesser i affaldet på sorteringseffektiviteten. Ved anvendelse af data fra Hansen et al. (2012) bilag E kan en samlet sorteringseffektivitet på ca. 66 % for jern, aluminium og "non-ferrous metaller" beregnes (pers. komm. B. Malmgren-Hansen, Teknologisk Institut). Forfatterne af nærværende rapport gør dog opmærksom på, at de anvendte data er temmelig vanskelige at benytte til beregning af sorteringseffektiviteter, da der ikke skelnes mellem de enkelte metaller, og der desuden forekommer en relativ stor uoverensstemmelse i massebalancen på ca. 17 %. Desuden indeholder materialet en stor mængde "magnetisk jord", som må formodes at være mindre end 5 mm, selvom det undersøgte shredderaffald allerede er sigtet gennem en sigte af denne størrelse. Udelades denne mængde af beregningerne opnås en gennemsnitlig

sorteringseffektivitet på ca. 77 % for metaller i opgravet shredderaffald. På baggrund af disse usikkerheder blev det valgt at benytte de mere generiske data for sorteringseffektiviteter, som præsenteres i afsnit 6.3.1 i Hansen et al. (2012).

Teknologibeskrivelse

Shredderaffaldet bliver indledningsvis sigtet i en fraktion større end 4 mm og en restfraktion mindre end 4 mm. Der sorteres ikke videre på restfraktionen mindre end 4 mm, som gendeposeres med eller uden forudgående biologisk behandling. Fraktionen større end 4 mm indgår i det videre sorteringsforløb. Indledningsvis frasorteres magnetisk jern vha. en magnetseparator. Restfraktionen, som indeholder ikke-magnetiske metaller i form af aluminium, kobber, zink, messing og bly sorteres med en eddy current-separator. Denne type separator kan udsortere aluminium, kobber, og messing ved at en roterende magnet inducerer en elektrisk strøm i metallerne, hvorved der genereres et magnetfelt, som frastødes af den roterende magnets eget magnetfelt. Restfraktionen føres videre til en separator, der udsorterer zink og bly samt kobber, som ikke blev udsorteret i eddy current-separatoren, vha. sensortechnologier som EMS (elektromagnetisk sensor). Til slut udsorteres plast med en luftseparator (air classifier), der fjerner de letteste materialefraktioner, som i dette tilfælde består af plast. Glas formodes at kunne udsorteres som den tungeste del af restfraktionen. De materialefraktioner, som ikke er blevet udsorteret, går videre til forbrænding eller pyrolyse. På figur 5 ses en principskitse af anlægget, som anvendes ved modellering af sortering af shredderaffald i nærværende projekt.



FIGUR 5
PRINCIPDIAGRAM AF SORTERINGSANLÆG

Livscyklusopgørelse

På basis af ovenstående beskrivelse af sorteringsanlæggets elementer opstilledes livscyklusopgørelsen, som ses i tabel 6. Det gøres opmærksom på, at sorteringseffektiviteterne refererer til mængden af genanvendelige materialer. Således er sorteringseffektiviteten for jern og aluminium hhv. 94 og 92 %, men af disse fraktioner forefindes en stor del - estimeret af Hansen et al.(2012) til ca. 50 % - på oxideret form og er ikke genanvendeligt. Dette indgår i modelleringen ved at benytte en lavere godskrivning.

Sorteringseffektiviteterne er behæftet med stor usikkerhed, som er nærmere behandlet i afsnittet om følsomhedsanalyser. Der er ikke taget hensyn til, at de producerede materialer fra eddy-current og EMS vil være en blanding af metaller iblandet en vis mængde indfiltret affald. Dette kræver yderligere oparbejdning ved eksterne oparbejdningsanlæg, hvor der må forventes en række ikke kendte tab af metaller inden videre-sendelse til omsmelting.

TABEL 6
LIVSCYKLUSOPGØRELSE AF SORTERINGSANLÆG.

Ind		
	Elektricitetsforbrug (kWh/ton affald behandlet af den pågældende separationsteknologi)	Reference
Sigtning	22,5	Hansen et al. (2012)
Magnetisk separation	0,6	Huisman (2003)
Eddy current separation	5	Huisman (2003)
EMS sensing	3,1	Hansen et al. (2012)
Air classifier	5	Diaz et al. (2005)

Sorteringseffektivitet (% af den pågældende sorteringsfraktion som udsorteres)	
Ud	
Sigtning: >4 mm	
Magnetisk separation:	
Jern	94
Eddy current separation:	
Aluminium	92
Kobber (samlet inklusiv EMS)	95
Messing	92
EMS sensing:	
Zink	95
Bly	95
Air classifier:	
Plast	80
Glas	40

¹Sorteringseffektiviteter beregnet på grundlag af figur 6.2 i Hansen et al. (2012).

I tabel 7 er vist mængderne til genanvendelse, termisk behandling og gen-deponering ved behandling af 1 ton shredderaffald, hvor genanvendelige materialer udsorteres vha. ovenstående sorteringsanlæg. Det bemærkes, at massebalancen på 1 ton ikke opretholdes fuldstændig i de to scenarier pga. at genanvendelse indgår i to omgange i pyrolysescenarie og udsortering fra slaggen i forbrændingsscenarierne. Derved tælles en del af de udsorterede metaller med to gange til genanvendelse og til termisk behandling. Desuden er der et massetab ved biologisk behandling af restfraktionen før gen-deponeringen.

TABEL 7
MÆNGDER TIL GENANVENDELSE, TERMISK BEHANDLING OG GEN-DEPONERING VED BEHANDLING AF 1 TON SHREDDERAFFALD.

1 ton shredderaffald	*Genanvendelse (kg)					Termisk behandling (kg)	Gen-deponering (kg)	Total (kg)
	Jern	Aluminium	Andet metal	Plast	Glas			
Scenarie 1d: Forbrænding med maksimal udsortering samt biologisk behandling	94,2	15,7	27,0	25,3	1,2	390	447	1000.4
Scenarie 2d: Pyrolyse med maksimal udsortering samt biologisk behandling	94,8	16,3	31,8	25,3	1,2	390	447	1006.4

*Der er tale om mængder, som forlader sorteringsanlægget inkl. oxideret metal.

3.3.2 Forbrænding af shredderaffald på et affaldsforbrændingsanlæg Forudsætninger

I scenarie 1a til 1d indgår forbrænding af dele af shredderaffaldet som et vigtigt element i behandlingsmetoderne. Affaldsforbrændingsanlæg modelleres i EASETECH-modellen ved at følge luftemissioner og andre restprodukters skæbne i miljøet, gøre rede for internt energiforbrug og forbrug af hjælpestoffer samt beregne substitutionsværdien af den producerede energi. EASETECH-databasen indeholder bl.a. et generisk (dvs. typisk, dog uden at stemme overens med et konkret anlæg i alle detaljer) affaldsforbrændingsanlæg, som bygger på data fra dansk state-of-the-art forbrændingsteknologi. I det følgende argumenteres for, at EASETECH-modellens generiske danske affaldsforbrændingsmodul, som er konstrueret på basis af data fra forbrænding af almindeligt forbrændingsegnet affald, ligeledes kan anvendes til at modellere medforbrænding af shredderaffald.

I LCA'er, der inkluderer forbrænding af affaldsfraktioner på forbrændingsanlæg, spiller luftemissioner ofte en væsentlig rolle (f.eks. Fruergaard et al., 2010). Luftemissioner fra affaldsforbrænding kan inddeles i to typer: processpecifikke og affaldsspecifikke emissioner. Førstnævnte emissioner er til stor del uafhængige af affaldets sammensætning, og er alene en funktion af anlæggets driftkarakteristika. Som eksempler kan nævnes NO_x, SO₂ og dioxinemissioner. Affaldsspecifikke emissioner inkluderer f.eks. tungmetaller, hvor det formodes, at luftemissionen er proportional med indholdet af det pågældende metal i affaldet, og emissionen vil derfor udgøre en fast procentdel af indholdet i affaldet. Den procentvise fordeling af det pågældende stof i samtlige af forbrændingsanlæggets restprodukter inklusiv den rensede røggas udgør transferkoefficienterne for dette stof. Ved modellering af forbrændingsanlæggets røggasrensning på denne måde, kan luftemissioner ved forbrænding af forskellige affaldstyper på det samme affaldsforbrændingsanlæg beregnes.

Det er dog en forudsætning, at koncentrationen af stofferne i de forskellige affaldstyper ikke afviger væsentligt fra koncentrationen i det affald, som har dannet grundlag for beregning af transferkoefficienterne – dvs. oftest almindeligt forbrændingseget affald. Ved tilstedeværelse af ekstreme koncentrationer i affaldet kan det tænkes, at røggasrensningssystemet belastes på en sådan måde, at luftemissionen ikke længere udgør den samme procentdel af indholdet i affaldet, og derfor må korrigeres for at give et retvisende billede af emissionens størrelse. Shredderaffald er på flere punkter forskelligt fra almindelig forbrændingseget affald med væsentligt større indhold af visse stoffer f.eks. bly, nikkel og zink. Det blev derfor undersøgt, vha. data fra den videnskabelige litteratur, om transferkoefficienter for forbrænding af almindeligt forbrændingseget affald kan anvendes til modellering af forbrænding af shredderaffald.

Astrup et al. (2011a) udførte fuldskalaforsøg med medforbrænding af forskellige affaldstyper herunder 14,5 % shredderaffald på et dansk mellemstort forbrændingsanlæg med bl.a. posefilter og våd røggasrensning. Formålet med forsøget var at fastslå sammenhængen mellem koncentrationen af en række stoffer i affaldet og luftemissioner samt fordelingen af stofferne i de faste restprodukter. Ved forbrænding af shredderaffald sås ingen øget procentuel luftemission for de undersøgte stoffer As, Cd, Cr, Hg, Pb, Sb. I flere tilfælde faldt den procentuelle luftemission derimod, hvilket understreger, at resultaterne bør fortolkes med forsigtighed. Der er således for de undersøgte stoffer ingen indikation på, at højere koncentrationer af enkeltstoffer i shredderaffald vil føre til øget procentuelle luftemissioner ved medforbrænding på et affaldsforbrændingsanlæg. Det understreges, at resultaterne ikke nødvendigvis gælder, hvis shredderaffaldet udgør en større andel ved medforbrænding end 14,5 %, som det var tilfældet i forsøget, idet det kan medføre større emissioner per ton shredderaffald.

Den samme type forsøg er beskrevet af Nedenskov (2011), som rapporterer medforbrænding af shredderaffald på Amagerforbrænding. Hovedformålet med dette forsøg var at undersøge om shredderaffald kan betragtes som forbrændingseget med fokus på overholdelse af grænseværdier for emissioner og mht. slagge kvalitet. Konklusionen var, på trods af stor variation i de opnåede resultater, at det medforbrændte shredderaffald var forbrændingseget. I princippet kunne man, suppleret med indhentning af oplysninger om typen af affald, som indgik som hovedbrændsel i forsøgene, beregne transferkoefficienter på Amagerforbrænding for et antal stoffer ud fra Nedenskov (2011) for på den måde at understøtte resultaterne fra Astrup et al. (2011a). Det vurderes dog, at usikkerheden ved resultaterne er så væsentlig, at det ikke vil ændre ved konklusionerne foretaget på baggrund af forsøgene i Astrup et al. (2011a).

Med hensyn til udsivning fra slaggen påviste Hyks & Astrup (2009), at medforbrænding af shredderaffald på et forbrændingsanlæg ingen indflydelse havde på denne parameter for tungmetaller, selvom koncentrationen i slaggen for flere af disse stoffer var relativt forøget. Det konkluderes på denne baggrund, at medforbrænding af shredderaffald på et affaldsforbrændingsanlæg kan modelles vha. data fra forbrænding af almindeligt dansk forbrændingseget affald.

Teknologibeskrivelse

Forbrændingsanlægget modelleres med udgangspunkt i Jacobsen et al. (2013), der beskriver affaldsforbrænding af dagrenovation på et dansk state-of-the-art forbrændingsanlæg, som det så ud i 2012. Anlægget forbrænder affald på en ovnlinje med ristefyring og våd røggasrensning. NO_x renses med SNCR og dioxin og Hg fjernes med aktivt kul. Røggasrensning og brug af hjælpestoffer modelleres med data fra Vestforbrænding I/S fra 2011. Udsivning fra slagge benyttet til vejbygning anslås vha. resultater fra batchudvaskningstest, EN 12457-1, udført ved L/S = 2 l/kg. Recipienten for udsivning fra slaggen formodes at være ferskvandsmiljøet.

Energisubstitutionen repræsenterer et simpelt system, hvor forbrændingsanlægget producerer elektricitet til elnettet, og derved substituerer marginal elektricitet. Forbrændingsanlæggets varme-produktion er tilsluttet et fjernvarmenet og substituerer således dansk fjernvarmeproduktion.

Energisubstitutionen blev i Jacobsen et al. (2013) fastlagt til hhv. 22 % netto for elproduktionen og 73 % netto for varmeproduktionen byggende til dels på oplysninger fra rapporten ”Technology Data for Energy Plants” (Energistyrelsen, 2012). Den samme modelleringsmetode for energisubstitutionen blev valgt i nærværende rapport. For en mere detaljeret diskussion af baggrunden for valg af substitutionsværdier se Jacobsen et al. (2013) s. 68-69. Forbrændingsanlæggets energiproduktion substituerer hhv. marginal el- og varmeproduktion. Den marginale elproduktion er hovedsagelig baseret på kul (Astrup et al., 2011b). Marginal varme er vanskelig at modellere, da den er afhængig af det lokale fjernvarmesystems opbygning. Der er derfor valgt den samme tilgang som beskrevet i Jacobsen et al. (2013) s. 79-80, hvor varmeproduktion fra forbrændingsanlægget i stedet for marginal fjernvarme antoges at substituere gennemsnitlig dansk fjernvarme. Livscyklusopgørelser for disse processer inklusiv referencer kan ses i bilag 3. Det gøres desuden opmærksom på, at disse processer benyttes i hele rapporten til at modellere energiforbrug og substitution af energiproduktion i forbindelse med pyrolyseprocesser, sorteringsanlæg etc.

Der udsorteres desuden genanvendeligt jern og aluminium fra slaggen. Den samlede genanvendelse afhænger af sorteringseffektiviteten og i hvor høj grad det udsorterede metal er oxideret. Oxideringsgraden ved forbrænding er bl.a. afhængig af godstykkelsen, idet oxideringen falder med stigende godstykkelse (Malmgren-Hansen et al., 2002). I mangel af specifikke data fra forbrænding af shredderaffald benyttes data for udsortering af metal fra slagge fra forbrænding af almindeligt forbrændingsegnet affald. For denne type affald angiver Allegrini et al. (2014) sorteringseffektiviteten for jern til 85 % byggende på endnu upublicerede sorteringsforsøg på AFATEK. Denne værdi benyttes i nærværende projekt. Oxideringsgraden af det udsorterede jern er ikke angivet, men ifølge Malmgren-Hansen et al. (2002) er der kun en lille mængde slagge i større stykker forbrændingsjern, som andrager ca. 3 %. Derfor er dette tal benyttet for oxideringsgraden ved forbrænding af jern i shredderaffaldsfraktionen >10 mm. For fraktionen 4-10 mm kendes oxidering af jern ved forbrænding ikke, men pga. et større overflade/volumenforhold må den formodes at være større. Det blev antaget, at oxidationen ved forbrænding af denne fraktion er 7,5 % (samme forhold mellem oxidering ved forbrænding og oxidering ved deponering, se tabel 5, for fraktionen >10 mm og 4-10 mm).

Mht. aluminium angiver Biganzoli & Grosso (2013) en samlet sorteringseffektivitet på 49 %, som er den del af aluminium i affaldet, der kan udtages fra slaggen i form af aluminiumsbarrer (ikke-oxideret aluminium) vha. en avanceret sorterings- og smeltningproces. Aluminiumsoxidationen er dog afhængig af størrelse og godstykkelse, således at dåser, bakker og folie kan udsorteres til genanvendelse med en effektivitet på hhv. 80, 51 og 27 % (Biganzoli et al., 2012). Fordeling af godstykkelse af aluminium i deponeret shredderaffald er ukendt, men må formodes at være størst i fraktionen større end 10 mm. Det er derfor valgt at differentiere sorteringseffektiviteten (som betegner den samlede mængde ikke-oxideret aluminium, der udsorteres til genanvendelse) af aluminium i slaggen til 80 % ved forbrænding af fraktionen >10 mm og 49 % ved forbrænding af fraktionerne <10 mm.

For jern såvel som for aluminium gøres det opmærksom på, at disse oxideringsgrader og sorteringseffektiviteter, som tilskrives forbrændingsprocessen, adderes til de viste oxideringsgrader i tabel 5, afsnit 3.2.1, der gælder for deponeret shredderaffald inden behandlingen påbegyndes.

Livscyklusopgørelse (LCI)

I tabel 8 ses den samlede livscyklusopgørelse for affaldsforbrændingsanlægget benyttet i nærværende rapport.

TABEL 8
LCI FOR FORBRÆNDING AF ET TON AFFALD.

Forbrændingsanlæg		
Input		
Hjælpestoffer (kg per ton affald og energiforbrug per ton affald)		
	NaOH	0,024
	Aktivt kul	1,04
	CaCO ₃	5,67
	NH ₃	1,53
	Vand	397
	Ca(OH) ₂	0,34
	Polymerer	0,0006
	HCl	0,0056
	TMT	0,395
Output		
Energi (% af nedre brændværdi, netto)	22 % (substituerer marginal el)	
	73 % (substituerer marginal varme, modelleret som gennemsnitlig fjernvarme)	
Processpecifikke luftemissioner (kg per ton affald)		
	HCl	0,0053
	CO	0,033
	NO _x	0,849
	HF	0,00039
	Dioxin	1,8*10 ⁻¹¹
	Støv	0,003
	SO ₂	0,00291
Affaldsspecifikke luftemissioner (% af indholdet i affaldet af det pågældende stof)		
	Cl	0,1073
	S	0,099
	As	0,0121
	Cd	0,0064
	Cr	0,0394
	Cu	0,00261
	Hg	0,7476

Ni	0,0329
Pb	0,00081
Sb	0,0119

Affaldsspecifikt indhold i slagge (% af indholdet i affaldet af det pågældende stof)

Cl	5,3
S	23,99
As	40,62
Cd	11,83
Cr	83,15
Cu	92,63
Fe	96,92
Hg	2,38
Mo	96,61
Ni	87,32
Pb	48,47
Sb	38,91
Se	22,38
Zn	51,76

Affaldsspecifikt indhold i flyveaske (% af indholdet i affaldet af det pågældende stof)

Cl	32,13
S	60,91
As	58,92
Cd	88,13
Cr	16,77
Cu	7,35
Fe	3,06
Hg	96,25
Mo	2,54
Ni	12,56
Pb	51,29
Sb	59,84
Se	76,73
Zn	48,18

3.3.3 Pyrolyse og forgasning

Forudsætninger

Beskrivelsen af pyrolyse af shredderaffald og energiudnyttelse af pyrolyseprodukterne gas, olie og koks, tager udgangspunkt i Høstgaard et al. (2012), som beskriver udnyttelse af shredderaffald ved simple sorteringsmetoder efterfulgt af pyrolyse og forgasning. Pyrolyse er en endoterm proces, som ved opvarmning under iltfrie forhold frembringer energirige pyrolyseprodukter i form af olie, gas (hovedsageligt CO og H₂) og koks. Da pyrolyse sker ved lavere temperatur end forbrænding (fra 400 °C til 900 °C), og da der desuden ikke er ilt tilstede under processen, sker der ingen oxidering af metaller i shredderaffaldet, hvorimod kulstofholdige materialer omdannes til de nævnte pyrolyseprodukter, som relativt let lader sig fjerne fra metalfraktionerne.

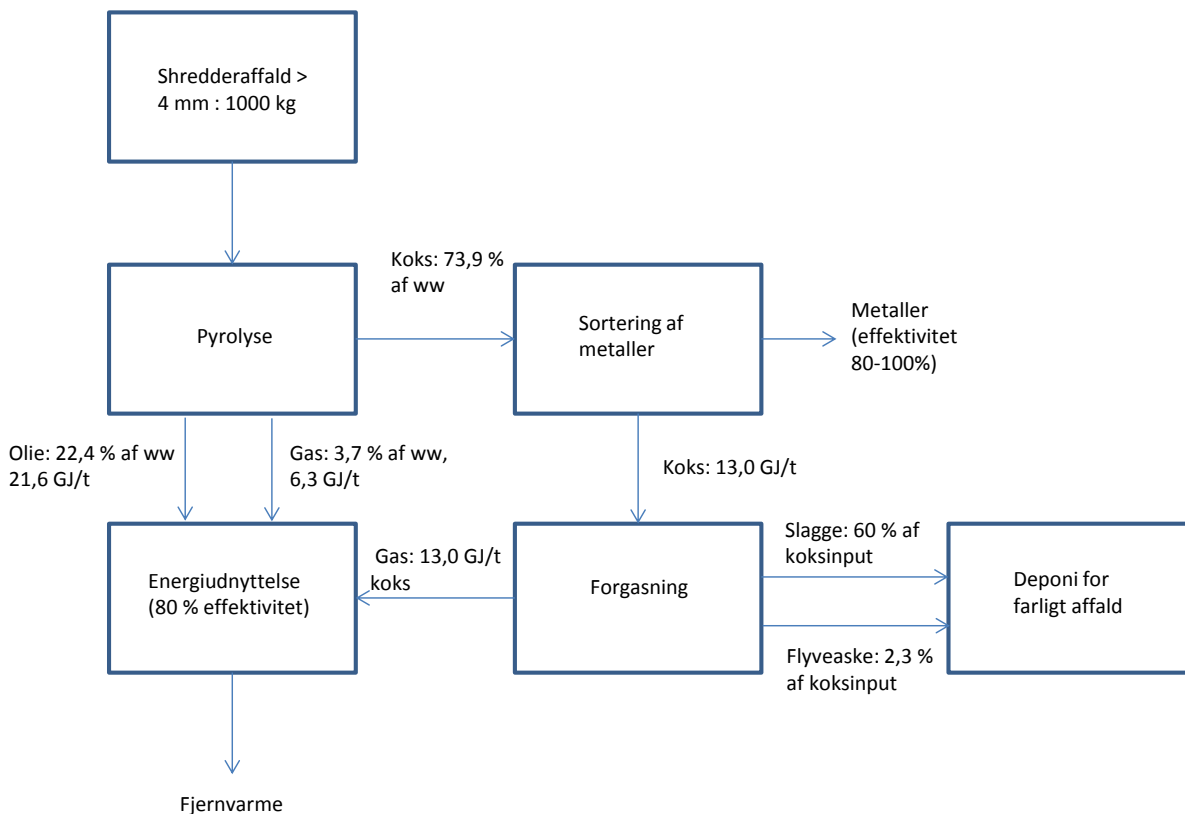
Da pyrolyseprocessen er endoterm, kræves der tilførsel af energi for at drive den; tilstrækkelig energi kan oftest skaffes ved at anvende pyrolysegassen til opvarmning. De to resterende produkter kan benyttes til nettoenergiproduktion. Pyrolysegas, olie og koks kan i princippet benyttes som brændsel i en række teknologier, men i realiteten er der en række barrierer, som må tages i betragtning. I Høstgaard et al. (2012) gennemgås mulighederne i Danmark for at energiudnytte shredderaffald, og det konkluderes, at pyrolyse kan være en hensigtsmæssig mulighed. Der er dog som sagt en række forhold, som begrænser udnyttelsen af pyrolyseprodukter f.eks. i kulkraftværker og forbrændingsanlæg. Disse er i flere tilfælde af økonomisk og praktisk karakter, idet anvendelse af pyrolyseprodukter bl.a. vil kræve større kontrol på værkerne, som muligvis ikke opvejes af fordelene ved det ekstra energitilskud. Ikke desto mindre konkluderer rapporten, at medforbrænding af pyrolyseprodukter på et affaldsforbrændingsanlæg vil være en teknisk mulighed. Den mest attraktive løsning vil dog ifølge Høstgaard et al. (2012) være pyrolyse af shredderaffald efterfulgt af forgasning af pyrolysekoksen samt energiudnyttelse af alle pyrolyseprodukterne på samme anlæg, som således består af en pyrolyseenhed, en forgasser til koksproduktet samt en forbrændingsenhed, som af Høstgaard et al. (2012) tænkes at være en varmekedel, der producerer centralvarme.

Teknologibeskrivelse

Processen er skematisk beskrevet på figur 6, som er udarbejdet på baggrund af figurer og tekst i rapporten udført af Høstgaard et al. (2012). Det er vigtigt at understrege, at data stammer fra et pilotforsøg med pyrolyse af shredderaffald i et laboratorieskalaanlæg og således ikke repræsenterer fuldskalaforhold. Massebalancen viser, at pyrolysegas, pyrolyseolie og koks mængdemæssigt fordeles sig nogenlunde i forholdet 1:5,5:20, hvor koksen udgør lang den største del af pyrolyseprodukterne. Den gøres dog opmærksom på, at dette forhold er helt afhængigt af udgangsmaterialets sammensætning samt processtemperaturen (se f.eks. Harder & Forton (2006), Santini et al. (2012), Srogi (2008) og Zolezzi et al. (2004)).

Høstgaard et al. (2012) udførte pyrolyseforsøgene med nyproduceret shredderaffald fra H.J. Hansen. Dette forhold har uden tvivl betydning for, hvor repræsentativ pyrolyseprocessen er for behandling af deponeret shredderaffald, da nedbrydningsprocesser under deponering vil have indflydelse på sammensætningen af det organiske indhold i shredderaffaldet, men da der ikke findes data for pyrolyse af deponeret shredderaffald, benyttes disse data alligevel.

Der er to forhold ved processen vist på figur 6, som adskiller sig fra forbrændingsscenariet: Efter pyrolysen sorteres koksproduktet for metalindhold, idet pyrolyseprocessen letter denne udsortering ved at forkulle det organiske materiale, så det bliver porøst og nemt at fjerne fra metallerne. Sorteringseffektiviteten anslås at være mellem 80 og 100 %. Mht. udsortering af metal fra forskellige materialefraktioner vil især kobberledninger være egnede til pyrolyse, da plastbeskyttelseslaget forkulles og derefter let kan fjernes. Et andet forhold drejer sig om slaggen fra forgasningen, som ifølge Høstgaard et al. (2012) sandsynligvis må klassificeres som farligt affald og derfor skal deponeres. Efter forgasning udgør slaggen ca. 60 % af pyrolysekoksen, hvilket altså skal gendeponeres.



FIGUR 6
FLOWDIAGRAM FOR PYROLYSE AF SHREDDERAFFALD. BEREGNET UD FRA TABEL 10.3 I HØSTGAARD ET AL. (2012).

Ved energiudnyttelse af pyrolyseprodukterne, inklusiv forbrænding af forgasningsgassen, sker der emissioner til luftmiljøet, som er afhængig af indholdet af problemstoffer i pyrolyseprodukterne samt graden af røggasrensning på det energiproducerende anlæg. Der findes ingen data for luftemissioner fra forbrænding af pyrolyseprodukter fra opgravet dansk shredderaffald. Det er derfor valgt at benytte data fra udenlandske undersøgelser, som omhandler tungmetallindhold i pyrolyseprodukter fra ASR (Automobile Shredder Residue) kombineret med data for røggasrensning på et dansk affaldsforbrændingsanlæg. Indholdet af en række stoffer i pyrolysegas og pyrolyseolie kan ses i tabel 9.

Da data for forbrænding af pyrolyseolie og pyrolysegas fra shredderaffald er meget begrænsede, modelleres emissionerne som ved forbrænding i et affaldsforbrændingsanlæg. Transferkoefficienterne for forbrændingsanlæggets røggasrensning anses for at være de samme, som ved forbrænding af husholdningsaffald og andet brændbart affald. Data om indhold af tungmetaller i pyrolyseprodukterne er angivet per masse eller volumenenhed, og emissionerne ved energiudnyttelse af pyrolyseprodukterne estimeres derfor ved at multiplicere transferkoefficienterne for forbrændingsprocessen med koncentrationen i pyrolyseprodukterne. Emissionerne modelleres derefter som processpecifikke i forhold til energimængden i pyrolyseprodukterne, som forbrændes. Denne metode underestimerer muligvis emissionerne væsentligt, da transferkoefficienterne ved affaldsforbrænding er beregnet under forudsætning af, at brændslet som udgangspunkt er på fast form. Ved energiudnyttelse af pyrolysegas samt forgasningsgassen er der derimod tale om forureningskomponenter som allerede befinder sig i gassen, hvilket kan have indflydelse på røggassystemets effektivitet.

Der er ikke fundet specifikke data om tungmetallindhold i gas produceret ved forgasning af pyrolysekoks fra shredderaffald. Det antages derfor, at gassen fra forgasningsprocessen har samme indhold af tungmetaller som pyrolysegassen. Emissionerne ved energiudnyttelse modelleres derfor på

samme måde ved benyttelse af transferkoefficienter fra luftemission ved medforbrænding på et affaldsforbrændingsanlæg sammenholdt med koncentrationen i pyrolysegassen.

Som det ses af tabel 9 og 10, er det ved den anvendte metode et meget begrænset antal emissioner, som tilskrives energiudnyttelse af pyrolyseprodukterne. Det blev derfor valgt at supplere disse emissioner med emissioner fra Ecoinvent-databasen for forbrænding af olie og gas, der ikke stammer fra energiudnyttelse af shredderaffald. På den måde opkvalificeres livscyklusopgørelsen for pyrolyseteknologien, men under alle omstændigheder forbliver modellering af luftemissioner ved energiudnyttelse af pyrolyseprodukter og forgasningsgas et estimat, hvilket bør noteres ved tolkning af resultaterne.

TABEL 9
ESTIMEREDE EMISSIONER FRA ENERGIUDNYTTELSE AF PRODUKTER FRA PYROLYSE AF DEPONERET SHREDDERAFFALD.

Tungmetaller etc.	¹ Transferkoefficienter for luftemissioner ved affaldsforbrænding (%)	² Forekomst i pyrolyseolie (mg/L)	³ Forekomst i pyrolysegas (mg/m ³)	Processpecifikke emissioner fra energiudnyttelse af ⁴ pyrolyseolie (kg/GJ olie)	Processpecifikke emissioner fra energiudnyttelse af ⁵ pyrolysegas (kg/GJ gas)
Al	0	5,5			
As	-		0,03		
Ar	-		0,14		
Cd	0,0064	0,004	0,02	1,32*10 ⁻¹¹	2,03175*10 ⁻¹⁰
Cr	0,0394	2,7		5,47*10 ⁻⁸	
Cu	0,00261	0,26		3,49*10 ⁻¹⁰	
Fe	0	27			
Ni	0,0329	2,9		4,91*10 ⁻⁸	
Hg	0,7476		<0,01		<2,0*10 ⁻⁹
Pb	0,00081	2,0		8,33*10 ⁻⁵	
Se	-		0,37		
Sn	-		54		
Th	-		0,32		
Zn	0	20,5	132		0

¹Se beskrivelse af forbrændingsanlægget i afsnit 3.3.2.

² Fra Joung et al. (2007).

³ Fra Roy & Chaala (2001).

⁴Pyrolyseolie antages at have en massefylde på 0,9 kg/L.

⁵Pyrolysegas antages at have en massefylde på 1,2 kg/m³.

Livscyklusopgørelse

Baseret på ovenstående data for massebalancen ved pyrolyse samt emissioner ved forbrænding af pyrolyseprodukter kan livscyklusopgørelsen for pyrolyse af shredderaffald opstilles (tabel 10).

TABEL 10
LIVSCYKLUSOPGØRELSE (LCI) FOR PYROLYSE AF ET TON FOR-SORTERET SHREDDERAFFALD, FORGASNING AF PYROLYSEKOKSEN OG EFTERFØLGENDE ENERGIUDNYTTELSE AF PYROLYSEGAS, PYROLYSEOLIE SAMT FORGASNINGSGASSEN.

Ind:	Mængde	Energiindhold
For-sorteret shredderaffald (ton)	1	17,6
¹Energi til pyrolyseproces		
El (kWh)	69	
I form af pyrolysegas (GJ)	0,29	
I form af pyrolyseolie (GJ)	0,21	
Energi til sortering (kWh)	24	
Energi til forgasningsproces		
El (kWh)	138	
I form af pyrolyseolie (GJ)	0,5	
Ud: pyrolyseprocessen (brutto)		
² Pyrolyseolie (GJ)	0,29	21,6 GJ/ton olie
Pyrolysegas (GJ)	5,8	6,3 GJ/ton gas
Pyrolysekoks (GJ)	11,5	13,0 GJ/ton koks
Udsorteret metal (kg)	53	
Ud: forgasning		
Forgasningsgas (GJ)	11,5	
Slagge (kg)	411	
Flyveaske (kg)	16	
Ud: Energiudnyttelse		
³Luftemissioner: olie (kg/GJ)		
Cd	1,32*10 ⁻¹¹	
Cr	5,47*10 ⁻⁸	
Cu	3,49*10 ⁻¹⁰	
Ni	4,91*10 ⁻⁸	
Pb	8,33*10 ⁻⁵	

⁴Luftemissioner: pyrolysegas og ⁵forgasningsgas (kg/GJ)

Cd	2,03*10 ⁻¹⁰
⁶ Hg	<2,0*10 ⁻⁹

⁷Nettoenergiproduktion (GJ) 13,3

¹Energien skaffes ved forbrænding af dele af pyrolysegassen og olien.

²Det bemærkes, at massebalancen ikke kan opretholdes ved brug af energiindholdet af pyrolyseprodukter, som de fremgår af højre kolonne. Det skyldes, at energiflow modelleres vha. EASETECH-modellen på basis af en specifik affaldsfordeling. De angivne energiindhold benyttes udelukkende til at beregne energifordelingen mellem pyrolyseprodukterne.

³Emissioner suppleredes med emissioner fra "Light fuel oil, burned in industrial furnace 1 M, non-modulating, RER, modified", hvor fossile CO₂-emissioner og emissioner fra produktionsprocessen blev udeladt.

⁴Emissioner suppleres med emissioner fra "natural gas in industrial burner (prod+comb.), >100 kW, 1996" (Frischknecht et. al., 1996 & Christensen, 1991), hvor fossile CO₂-emissioner og emissioner fra produktionsprocessen blev udeladt.

⁵Emissioner antages at være de samme, som fra forbrænding af pyrolysegas.

⁶Detektionsgrænsen benyttes.

⁷Fraregnet egetforbrug til opvarmning af pyrolyseprocessen samt egetforbrug til forgasningsproces, og ved antagelse af en energieffektivitet ved varmeproduktion på 0,8.

3.3.4 Biologisk behandling af shredderaffald inden gen-deponering

Uanset øget udsortering af genanvendelige materialer fra deponeret shredderaffald vil der være en restfraktion, som skal gen-deponeres. Som det ses af de forskellige scenarier opstillet i dette projekt, antages deponeret shredderaffald at blive behandlet ved udsortering af genanvendelige materialer efterfulgt af energiudnyttelse af egnede restfraktioner i affaldsforbrændingsanlæg eller ved pyrolyse. I alle scenarier er der en relativ væsentlig mængde shredderaffald, som ikke kan energiudnyttes pga. lavt energiindhold eller indhold af toksiske stoffer. Denne restfraktion skal deponeres med heraf følgende miljøpåvirkninger i form af emissioner fra deponiet af drivhusgasser og andre stoffer til luftmiljøet og udsivning til vandmiljøet. Her kan biologisk behandling inden deponering komme på tale, idet biologisk nedbrydning under aerobe forhold vil nedbringe mængden af nedbrydeligt organisk materiale, der skal deponeres, og dermed også potentielt nedbringe emissioner og udsivning fra deponiet. En videreførelse af dette argument for biologisk behandling er, at fraktionen fra 0-20 mm ifølge BIOSA Danmark Aps ofte ikke kan overholde EU's Rådsbeslutning 2003/33/EC (European Council, 2002) for deponerbart affald fra 2005, især mht. parametre som bl.a. TOC-indhold, DOC-indhold og indhold af kulbrinter. Men ved biologisk behandling kan shredderaffaldet, stadig ifølge BIOSA Danmark Aps., bringes til at overholde grænseværdierne, således at det kan deponeres i overensstemmelse med EU Rådsbeslutningen (European Council, 2002).

Biologisk behandling af hele 0-20 mm fraktionen af shredderaffald vurderes dog ikke at være relevant i Danmark, da dele af denne fraktion fremover vil blive genanvendt, blandt andet for at sikre overholdelse af kravet om genanvendelseeffektivitet for udtjente køretøjer, jf. bilskrøtbekendtgørelsen (BEK nr. 1312 af 19/12/2012). Biologisk behandling er derfor i dette projekt tænkt som en mulig forbehandling af den/de fraktioner af shredderaffald, som efter yderligere udsortering er foretaget, skal deponeres. Det er ligeledes en mulighed, at mangel på forbrændingskapacitet kan frigøre forbrændingsegnede shredderaffaldsfraktioner, som så må behandles på alternativ måde, og her kan det være af interesse at benytte biologisk behandling som forbehandling til slutdeponering – denne mulighed vil dog ikke blive inkluderet i modelleringen af scenarier i denne rapport.

Teknologibeskrivelse

Teknologibeskrivelsen tager udgangspunkt i materiale stillet til rådighed af BIOSA Danmark Aps. om biologisk behandling af shredderaffald hos deres tyske partnere på et anlæg i Germersheim, Tyskland. Shredderaffald mindre end 20 mm iblandes vand og en bakteriesuspension og oplægges

derefter i komposteringsmiler, der er op til 100 m lange. Komposteringsprocessen forløber i 8-10 uger ved temperaturer mellem 55 og 75 °C, og med jævne mellemrum vendes milerne med dertil indrettet materiel. Som resultat af komposteringsprocessen sker en massereduktion, og materialet er visuelt forandret, idet det er blevet mørkere og består af mindre stykker end før behandlingen. Ifølge kemiske analyser fra det tyske anlæg af det færdigbehandlede materiale overholder det grænseværdierne for affald, der må deponeres.

Der benyttes som nævnt et inoculum bestående af en bakteriesuspension, som angiveligt fremmer nedbrydningsprocessen i shredderaffaldet. Øget biologisk nedbrydning ved tilsætning af specielle mikroorganismer er ofte svær at påvise, idet det må formodes, at allerede tilstedeværende mikroorganismer kan være tilpasset substratet og de pågældende miljøfaktorer, og de derfor kan udkonkurrere tilsatte mikroorganismer (se f.eks. Megharaj et al., 2011). Om denne mekanisme gælder for shredderaffald vides ikke, men BIOSA's tyske partner refererer et forsøg, der blev afbrudt efter tre måneder, hvor det ikke kunne påvises, at mikroorganismene havde effekt ud over tilsætning af vand til materialet. Samme resultat sås f.eks. af Baheri & Meysami (2001) ved tilsætning af mikrosvampe til forurenede jord, men området er kompliceret, og det er ligeledes muligt at finde virkningsfulde bioaugmentationsforsøg i litteraturen f.eks. Kim et al (2013). Den eventuelle effekt af tilsatte bakterier indgår derfor ikke i nærværende rapport, og den biologiske behandling modelleres som en konventionel milekomposteringsproces uden tilsætning af mikroorganismer.

Livscyklusopgørelse

Der findes ikke data for biologisk behandling af dansk shredderaffald, men DTU har fået oplyst af BIOSA samarbejder med STENA og H.J. Hansen, og der er iværksat indledende forsøg med biologisk behandling af restfraktioner fra deres anlæg. Resultater fra disse forsøg forelå dog ikke, så de kunne anvendes inden for tidsrammen af nærværende projekt. BIOSA har i stedet stillet data til rådighed fra sin tyske samarbejdspartner. Her drejer det sig om massebalance og biologisk nedbrydning under behandlingsproces samt visse emissioner fra processen. Af disse data, er nedbrydning af organisk materiale direkte brugbart til modellering af behandlingsprocessen og vil derfor blive benyttet. Emissionsdata er angivet som TOC/m³, hvilket ikke kan benyttes direkte i modelleringen, hvorfor disse data ikke indgår i miljøvurderingen. Energiforbrug i form af diesel olie og elektricitet til drift af anlæg forefindes ikke, men sådanne data fra andre milekomposteringsanlæg er tilgængelige og bliver benyttet i stedet.

Da der således kun er meget sparsomme data til rådighed om biologisk behandling af shredderaffald, blev behandlingsmetoden modelleret ud fra en mere generisk indfaldsvinkel. Den biologiske behandlingsmetode, som den udføres af BIOSA og deres tyske partnere, er principielt en komposteringsproces, dvs. en biologisk nedbrydning udført af mikroorganismer under aerobe forhold (med tilstedeværelse af ilt). Generel viden om sådanne processer findes, og komposteringsprocessen kan modelleres bl.a. med udgangspunkt i komposteringsmaterialets indhold af kulstof og kvælstof. Det formodes i mangel af målte data, at emissioner af drivhusgasser fra kompostering af shredderaffald er sammenlignelige med emissioner fra kompostering af have- parkaffald, som indeholder en del relativt tungt-nedbrydeligt kulstof. Sandsynligvis vil brug af emissioner fra kompostering af haveparkaffald, som erstatning for målte data sætte en øvre grænse for drivhusgasemission fra kompostering af shredderaffald. Det understreges dog, at de angivne emissioner er behæftet med meget stor usikkerhed, hvilket bør indgå ved fortolkning af resultater mht. biologisk behandling af shredderaffald.

Suppleret med konkrete data om nedbrydning af kulstof under behandlingsprocessen på det tyske anlæg kan der opstilles en livscyklusopgørelse (LCI), som det ses i tabel 11.

TABEL 11
LIVSCYKLUSOPGØRELSE FOR BIOLOGISK BEHANDLING AF ET TON SHREDDERAFFALD.

Ind	Mængde
Shredderaffald (ton)	1
¹ Bakteriesuspension (L/ton)	3
² Elektricitet (kWh/ton)	0,2
² Diesel (L/ton)	3
Ud	
Restprodukt til deponi (kg)	Beregnes af EASETECH-modellen
Heraf ikke-nedbrudt organisk materiale	
³ C (% af biogent C)	82,5
⁴ N (% af organisk N)	97,5
Emissioner	
⁵ CH ₄ (% af nedbrudt biogent C)	2,7
⁶ N ₂ O (% af nedbrudt organisk N)	22
⁶ NH ₃ (% af nedbrudt organisk N)	78
¹ TOC (g/ton)	17-19

¹Fra BIOSA Danmark Aps (2013). Bakteriesuspensionen og emission af TOC indgår dog ikke i modelleringen.

²Fra Andersen et al. (2010a).

³Beregnet på baggrund af data fra BIOSA Danmark Aps (2013).

⁴Beregnet på baggrund af Andersen et al. (2010a) sammenholdt med nedbrydningen af biogent C. Andersen et al. (2010a) angiver 8 % nedbrydning af organisk N til N₂O og NH₃ og 56 % nedbrydning af C. Nedbrydning af organisk N i shredderaffald, som er proportional med nedbrydningen på 17,5 % af C-indholdet, svarer til 2,5 %.

⁵Fra Andersen et al. (2010b).

⁶Beregnet på baggrund af Andersen et al. (2010a), hvor mængden af nedbrudt organisk bundet N fordeler sig med ca. 22 % N₂O-N og 78 % NH₃-N (muligheden for dannelse af N₂ indgår ikke i beregningen).

3.3.5 Deponering af shredderaffald

Modellering af deponi i EASETECH

Modelleringen af deponering er opbygget af tre dele: konstruktion og vedligehold af cellerne i deponiet, emissioner fra gasproduktion i deponiet og emissioner fra perkolat fra deponiet.

Konstruktion og vedligehold

I forbindelse med konstruktion af deponiet er der brug for transport af jord og sand, herudover bruges der også diesel til vedligeholdelse. Desforuden er medtaget ressourcer til produktion af HDPE-liner til indsamling af perkolat. Mængder og referencer er angivet i tabel 12.

TABEL 12
BRUG AF MATERIALER I DEPONI.

Materiale	Mængde	Reference
Diesel	0,24 l/ton affald	Brogaard et al. (2013)
Transport af ler	15 km transport. 0,03 l/ton*km	Brogaard et al. (2013), Stripple (2001). LIPASTO (2013)
Transport af sand	2 km transport. 0,03 l/ton*km	Brogaard et al. (2013), Stripple (2001). LIPASTO (2013)
HDPE-Liner	0,23 kg/ton affald	Brogaard et al. (2013), Ecoinvent (2013)

Gasemissioner fra deponiet

Data for gasproduktionen er baseret på forsøg med målinger af gasemissioner fra deponeret shredderaffald (Scheutz et al., 2011). Målingerne er baseret på tromleforsøg med shredderaffald, hvor der er målt løbende produktion af metan og CO₂. Det blev fundet, at der var en produktion af metangas på 0,75 +/- 0,59 mg CH₄ kg affald⁻¹ dag⁻¹. Baseret herpå blev den årlige udledning fundet til at være 0,27 kg CH₄ ton affald⁻¹ år⁻¹. Disse tal blev sammenlignet med data fra Mønster et al. (2013), der har undersøgt metanudledning fra shredderdeponier ved hjælp af en sporstofmetode. Her blev udledningen fra shredderdeponiet i Odense fundet til at være 0,269 kg CH₄ ton affald⁻¹ år⁻¹. For at kunne udregne en total udledning over en 100 årig periode, antages det, at gasproduktionen aftager over tid med funktionen e^{-kt}, hvor k er en degraderingskonstant og t er tiden i år. Degraderingskonstanten blev sat til 0,02, som er en gennemsnitlige værdi for træ og papir (baseret på De la Cruz & Barlaz, 2010), som antages at være de primære produkter, som nedbrydes i shredderaffaldet. Dette giver en 100 årig produktion af metan på 11,7 kg CH₄ per ton affald, hvilket stemmer overens med værdien brugt i Hansen et al. (2012) på 11,51 kg metan.

En anden konstatering ved forsøgene var, at der i modsætning til traditionelle deponier med et større indhold af organisk affald ikke kunne måles nogen CO₂-koncentration. Gassen bestod næsten udelukkende af metan (28 %) og nitrogen (71 %). Det antages derfor, at der sker en reaktion i deponiet, som kan skyldes den store mængde af metaller, som korroderer under anerobe forhold med produktion af H₂, som efterfølgende sammen med produceret CO₂ omsættes mikrobielt til metan. Data for koncentration af gassen er præsenteret i tabel 13. Den totale dannede mængde af deponigas blev derfor fundet baseret på metanmængden og koncentrationen af denne, som gav en sum for deponigas på 65 m³ per ton shredderaffald.

Metanproduktionen fra deponiet over en 100-årig periode beregnes således på baggrund af den totale mængde affald, dvs. blev angivet per ton shredderaffald i deponiet. Ved opgravning og udsortering af diverse materialefraktioner før gen-deponering af sorteringsresten vil sammensætningen af det gen-deponerede affald ændres væsentligt i forhold til det oprindelige. Det vil også gælde kulstofindholdet i form af biogent kulstof, hvorved der vil være mindre materiale tilgængeligt for metandannelse. I scenarierne med gen-deponering af sorteringsrest blev det derfor antaget, at metandannelsen over 100 år vil være proportional med mængden af biogent kulstof i shredderaffaldet. Med den anvendte affaldssammensætning svarer en metanproduktion på 11,7 kg per ton affald til en metanemission (inkl. oxidation i de øverste lag af deponiet) på 0,166 kg metan per kg biogent kulstof.

Ud over metan fra shredderaffaldsdeponier, har Scheutz et al. (2010a og 2010b) undersøgt shredderaffaldets indhold af chlorofluorocarbon (CFC)-gasser. I Scheutz et al. (2010a) er opgivet data for mængder af skum (PUR) indeholdende CFC-gasser i affaldet baseret på prøvetagninger af AV Miljø's shredderaffaldsdepot, samt indholdet af forskellige CFC-gasser i skummet. Herudover undersøgte udslippet af forskellige CFC gasser under anaerobe forhold vha. laboratorieforsøg. I Scheutz et al. (2010b) undersøgte det, hvad koncentration er af CFC-gasser baseret på koncentrationer fra feltforsøg. Der er væsentlig forskel på data fra feltforsøg, når de opskales til 100 år, som fandtes at

være væsentligt lavere end de i laboratorieforsøget målte værdier. Det antages, at koncentrationerne fra feltforsøgene er mere repræsentative, da de er baseret på faktiske forhold og ikke-optimal nedbrydning. Udledningen af CFC-gasserne fra deponierne er derfor baseret på mængden af deponigas ganget med koncentrationen af CFC-gas, som præsenteret i tabel 14.

TABEL 13
KONCENTRATION AF GAS FRA SHREDDERAFFALD (SCHEUTZ ET AL., 2010B OG 2011).

Hovedbestanddele		%v/v	+/-
Metan	CH ₄	27	0,8
Kuldioxid	CO ₂	0	0,2
Ilt	O ₂	1	0,1
Nitrogen	N ₂	71	1,1
Fluorocarboner		µg/L	+/-
Trichlorofluorometan	CFC-11	2	1,2
Dichlorofluorometan	HCFC-21	27	9,7
Chlorofluorometan	HCFC-31	20	7,8
Fluorometan	HFC-41	1	0,3
Dichlorodifluorometan	CFC-12	1	0,5
Chlorodifluorometan	HCFC-22	2	0,4
Difluorometan	HFC-32	0	0,1
1,1,1,2-Tetra-fluoroetan	HFC-134a	10	5,1
1,1-Dichloro-1-fluoroetan	HCFC-141b	2	0,5

Den producerede gas i deponiet bliver ikke udledt direkte, men skal passere gennem de øvre lag af deponiet. Her sker der en bakteriel oxidation af stofferne. Oxidationskoefficienterne er baseret på Scheutz et al. (2011) for metan, og Scheutz et al. (2010a) for CFC-gasserne. Baseret på de ovenfor givne data er der udregnet data for udledte gasser fra deponiet i kg per kg shredderaffald. Disse ses i tabel 14.

TABEL 14
DATA BRUGT TIL MODELLERING AF GASUDSLIP FRA DEPONI. OXIDERINGSDATA FRA SCHEUTZ ET AL., 2010A OG 2011.

	Oxidation	Produceret gas	Udledt efter oxidation
	%	kg/kg affald	kg/kg affald
CH₄	29	1,2*10 ⁻²	8,4*10 ⁻³
CFC-11	90	1,3*10 ⁻⁷	1,3*10 ⁻⁸
HCFC-21	50	1,8*10 ⁻⁶	8,8*10 ⁻⁷
HCFC-31	30	1,3*10 ⁻⁶	9,1*10 ⁻⁷
HFC-41	0	6,5*10 ⁻⁸	6,5*10 ⁻⁸
CFC-12	30	6,5*10 ⁻⁸	4,6*10 ⁻⁸
HCFC-22	20	1,3*10 ⁻⁷	1,0*10 ⁻⁷

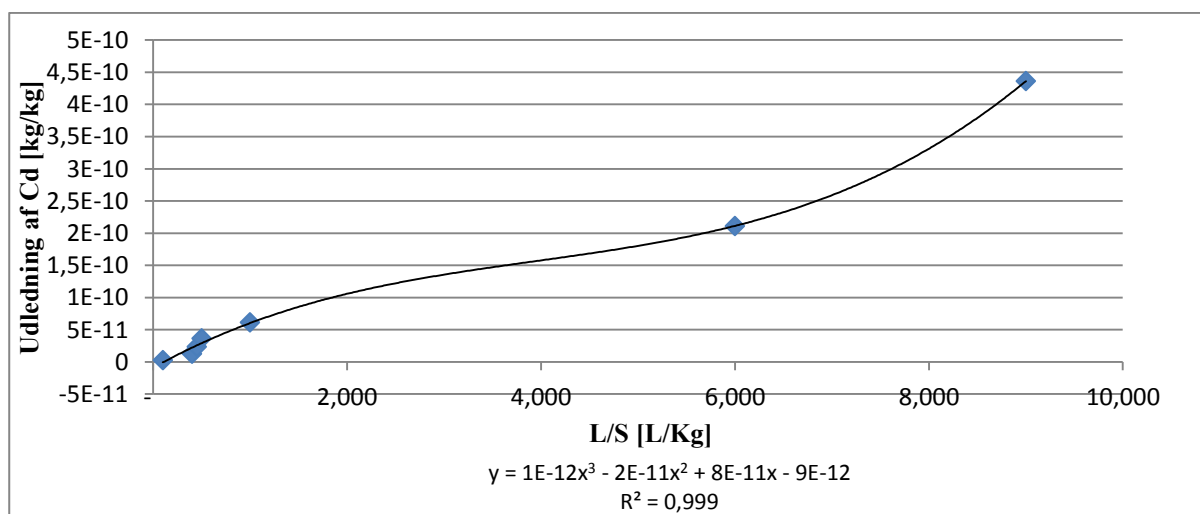
HFC-32	10	0,0	0,0
HFC-134a	0	$6,5 \cdot 10^{-7}$	$6,5 \cdot 10^{-7}$
HCFC-141b	20	$1,3 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$

Sidst udregnes i EASETECH den mængde biogent kulstof, der er tilbage i deponiet efter en 100 årig periode. Dette udregnes som den indgående mængde, minus den mængde kulstof, der mistes som metan. Denne mængde kulstof antages som værende lagret i deponiet og beregnes derfor som en CO₂-besparelse. Dette følger den metodiske praksis diskuteret i Christensen et al. (2009).

Data for perkolatsammensætning og produktion

Ud over gas produceres der også perkolat fra deponiet. Data til modellering af sammensætningen og produktion af perkolat er baseret på DHI (2011). Disse data er baseret på forsøg med nedbringelse af efterbehandlingstiden for shredderdeponier. Da der ikke blev fundet bedre perkolatproduktionsdata for en længere tidshorizont, antages det, at disse data vil være de mest repræsentative, da de er baseret på udvaskning op til en L/S på 9 l/kg. DHI (2011) fandt, at koncentrationerne ved normal nedbør stadig ikke vil være under nedsvivningskriterierne, dvs. henholdsvis de generelle for deponiet i Glatved (Norrdjurs Kommune, 2009) og de nationale (BEK nr. 1022,2010), indenfor en 100 årig periode. Det antages derfor, at der skal opsamles perkolat, som skal renses i denne periode som minimum. Mængden af produceret perkolat er baseret på nettoinfiltration i 2009 som i DHI (2011) var opgivet til 158 mm, og en antaget højde på 10 m for deponiet. Denne mængde er fremskrevet til en 100 årig periode, hvilket giver en produceret mængde på 1,58 liter perkolat per kg shredderaffald.

Den udledte mængde af stoffer i perkolatet blev herefter beregnet. Dette blev gjort baseret på perkolatprøverne fra DHI (2011), der opgav koncentrationer for forskellige værdier af L/S forhold. Først blev mængden af udledt stof fundet ved hjælp af den tekniske specifikation DS/CEN/TS 14405: 2004 via formelen $U_i = (V_i \cdot c_i) / m_o$. Hvor U_i er mængden af udledt stof, V_i er volumen af perkolatet, c_i er koncentration af volumen i perkolatet og m_o mængden af tørstof. Dette gav en mængde af stof i kg/kg shredderaffald ved forskellige L/S forhold. Herefter blev beregnet en akkumuleret mængde af stof over stigende L/S forhold. Dette blev herefter plottet, og en trendline blev udregnet baseret på et 3.-ordens polynomium. Herfor blev formelen og R² noteret ned. Baseret på formelen blev mængden til sidst beregnet for en perkolatmængde på 1,58 liter per kg shredderaffald. Et eksempel for den akkumulerede mængde kan ses i figur 7, og i tabel 15 er vist samtlige beregnede mængder for de stoffer, der er medtaget i modelleringen.



FIGUR 7
UDLEDNING AF CADMIUM VED FORSKELLIG L/S FORHOLD.

TABEL 15
STOFMÆNGDER FRA PERKOLAT I KG STOF/KG SHREDDERAFFALD, OG % STOF DER ER I UDLEDNINGSVANDET FRA
RENSEANLÆG.

Stof	R ²	kg perkolat/kg	% stof i udløbet fra renselanlæg	Reference for WWTP effektivitet
Total-N	0,9178	0,000452	9,80%	Yoshida et al. (2013)
Total-P	0,9814	5,48*10 ⁻⁶	9,00%	Yoshida et al. (2013)
Chlorid	0,9869	0,000985	100,00%	Yoshida et al. (2013)
Fluorid	0,9997	4,02*10 ⁻⁶	14%	EASETECH default
Sulfat	0,9912	2,18*10 ⁻⁵	14%	EASETECH default
Hydrogencarbonat	0,9908	0,007252	14%	EASETECH default
NVOC filt(DOC) opløst org. C	0,9242	0,00116	14%	EASETECH default
Sulfid-S	0,9421	6,64*10 ⁻⁷	14%	EASETECH default
Aluminium (Al)	0,9999	1,08*10 ⁻⁷	0,30%	Yoshida et al. (2013)
Antimon	0,9926	6,66*10 ⁻⁹	45,80%	Yoshida et al. (2013)
Arsen (As)	0,967	1,03*10 ⁻⁷	87,00%	Shafer et al. (1998)
Barium (Ba)	0,9999	1,76*10 ⁻⁶	13,90%	Yoshida et al. (2013)
Bly (Pb)	0,999	7,14*10 ⁻¹⁰	2,70%	Yoshida et al. (2013)
Cadmium (Cd)	0,999	7,14*10 ⁻¹¹	13,90%	Yoshida et al. (2013)
Calcium (Ca)	0,9994	0,000527	92,10%	Yoshida et al. (2013)
Chrom (Cr6)	0,999	2,33*10 ⁻⁹	11,20%	Yoshida et al. (2013)
Chrom (Cr)	0,945	2,02*10 ⁻⁸	11,20%	Yoshida et al. (2013)
Cobalt (Co)	1	2,70*10 ⁻⁹	17,00%	Yoshida et al. (2013)
Jern (Fe)	1	4,14*10 ⁻⁵	1,70%	Yoshida et al. (2013)
Kalium (K)	0,9777	0,000451	94,30%	Yoshida et al. (2013)
Kobber (Cu)	0,9386	6,98*10 ⁻⁹	2,00%	Yoshida et al. (2013)
Kviksølv (Hg)	0,9777	1,73*10 ⁻¹⁰	10,30%	Yoshida et al. (2013)
Magnesium (Mg)	0,9794	0,000704	95,10%	Yoshida et al. (2013)
Mangan (Mn)	0,9996	1,34*10 ⁻⁶	47,10%	Yoshida et al. (2013)
Molybdæn (Mo)	0,9993	9,58*10 ⁻⁹	95,00%	Shafer et al. (1998)
Natrium (Na)	0,9744	0,000854	89,20%	Yoshida et al. (2013)
Nikkel (Ni)	0,9745	1,16*10 ⁻⁷	47,10%	Yoshida et al. (2013)
Selen (Se)	0,999	2,33*10 ⁻⁹	14%	EASETECH default
Silicium (Si)	0,9926	4,28*10 ⁻⁵	14%	EASETECH default
Vanadium (V)	0,9227	3,14*10 ⁻⁸	16,90%	Yoshida et al. (2013)

Zink (Zn)	0,9979	$9,60 \cdot 10^{-8}$	7,30%	Yoshida et al. (2013)
Benzen (Sum)	0,9959	$-3 \cdot 10^{-7}$	30%	EASETECH default
PAH	0,9999	$-6,00 \cdot 10^{-11}$	29%	Yoshida et al. (2013)

Perkolatet sendes til et rensningsanlæg, hvor det antages at metaller fældes ud med ferrochlorid. Effektiviteten for rensning af de forskellige stoffer i perkolatet ses i tabel 15, hvor der også er angivet referencer for de forskellige rensningseffektiviteter. På basis heraf udregnes udledning til ferskvand som mængde af perkolatet gange procentdelen til vand.

Elektricitetsforbruget i anlægget er udregnet på basis af Gustavsson & Tumlin (2013), der har opgivet et gennemsnitligt forbrug af elektricitet på skandinaviske rensningsanlæg som 54 kWh per personækvivalent (PE) per år, hvor de angiver en PE som 70 g BOD per dag i perkolatet. For perkolatet fra DHI (2011) er ikke opgivet BOD. Derfor var det nødvendigt at antage, at DOC-mængden er lig med TOC-mængden. Herefter blev COD-mængden udregnet ved at bruge et TOC:COD-forhold på 1:4 på basis af Kjeldsen & Christophersen (2001). Sidst blev omregnet fra COD:BOD ved at antage et typisk forhold for ældre lossepladser på 1:10 (Kjeldsen et al., 2002). Dette giver 0,46 g BOD per kg shredderaffald, og derfor et elforbrug på $9,7 \cdot 10^{-4}$ kWh per kg shredderaffald.

3.3.6 Udvalgelse af datasæt for primær produktion og genanvendelse af materialer

Datasæt for primær produktion og genanvendelse af materialer i videnskabelig litteratur og databaserne Ecoinvent (2013), ELCD (2013), USLCI (2013) og EASETECH (Clavreul et al., 2014) blev evalueret for at finde de mest repræsentative data. Data blev udvalgt efter følgende kriterier:

1. CO₂-emissioner lå inden for intervaller som angivet i "Fastlæggelse af data for materialegenanvendelse til brug i CO₂-opgørelser" (Wenzel & Brogaard, 2011). Dog var det kun muligt at tjekke nogle af materialerne, da ikke alle er inkluderet i Wenzel og Brogaard (2011)
2. Processerne udviste ikke ekstreme afvigelser i andre miljøpåvirkningskategorier
3. Der var sammenhæng i output fra genindvindingsteknologi og primærproduktion
4. De nyeste årstal for LCI blev valgt
5. Data repræsenterede relevant geografisk placering

De udvalgte data kan ses i tabel 16. De udvalgte data for aluminium, jern og plast har en CO₂-emission, som er inden for intervallet givet af Wenzel og Brogaard (2011). De andre materialer blev ikke evalueret af Wenzel og Brogaard (2011), og det er derfor ikke muligt at sammenholde med disse data.

For at sikre at de benyttede data ikke repræsenterede "outliers", blev alle data sammenlignet mht. påvirkninger i de relevante miljøpåvirkningskategorier, som bruges i projektet. Hvis et datasæt afveg meget fra de andre fundne data for et specifikt materiale, blev det ikke medtaget.

Data blev kun medtaget, hvis datasættet viste sammenhæng mellem output i primær produktion og genvindingsproces. Nyere data blev prioriteret og geografisk placering blev vurderet i forhold til, hvordan data bruges i projektet. For kobber og zink var det ikke muligt at finde komplette datasæt indeholdende detaljerede oversigter over emissioner og ressourceforbrug, som var nyere end 1994 (i dokumentationen for disse data er det dog beskrevet, at data er repræsentative indtil 2003). Der findes nyere data for visse nøgleemissioner ved primær- og sekundærproduktion af metaller i EMEP/EEA (2013), som derfor benyttedes til at opdatere de udvalgte processer. Dette er beskrevet i detaljer nedenfor. Alle datasæt repræsenterer europæiske forhold; dog blev datasættet for primær

aluminiumsproduktion valgt som en proces for det globale gennemsnit, da denne er ti år nyere end de europæiske data.

TABEL 16
OVERSIGT OVER PROCESSER FOR PRIMÆRPRODUKTION OG GENANVENDELSE UDVALGT TIL BRUG I
MILJØVURDERING AF SHREDDERAFFALD.

Materiale	Proces navn	Type	Database	Year	Reference
Aluminium	Aluminum, Al (Primary), World average, 2005	Primær	EASETECH	2005	Clavreul et al., 2014
Aluminium	Aluminium scrap to new alu sheets (remelting), Sweden, 2007	Genanvendelse	EASETECH	2007	Clavreul et al., 2014
Bly	Lead, at regional storage/RER U	Primær	Ecoinvent	2000	Classen et al., 2009
Bly	Lead, secondary, at plant/RER U	Genanvendelse	Ecoinvent	2000	Classen et al., 2009
Jern	Steel Sheets (97.75% primary), Sweden, 2008	Primær	EASETECH	2008	Clavreul et al., 2014
Jern	Shredding and reprocessing of steel scrap, Sweden, 2007	Genanvendelse	EASETECH	2007	Clavreul et al., 2014
Kobber	Copper, primary, at refinery/RER U	Primær	Ecoinvent	1994	Classen et al., 2009
Kobber	Copper, secondary, at refinery/RER U	Genanvendelse	Ecoinvent	1994	Classen et al., 2009
Messing	Brass, at plant/CH U	Primær	Ecoinvent	2000	Classen et al., 2009
Messing	Copper, secondary, at refinery/RER U	Genanvendelse	Ecoinvent	1994	Classen et al., 2009
Zink	Zinc, primary, at regional storage/RER U	Primær	Ecoinvent	1994	Classen et al., 2009
Zink	Copper, secondary, at refinery/RER U	Genanvendelse	Ecoinvent	1994	Classen et al., 2009
Plast	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER S	Primær	Ecoinvent	1999	Hischier, 2007
Plast	Plastic to granulate, SWEREC, Sweden, 2006	Genanvendelse	EASETECH	2006	Clavreul et al., 2014

Emissionsdata for bly, kobber, messing og zink

Da data for bly, kobber, messing og zink alle var mere end 10 år gamle undersøgtes det, hvor repræsentative disse data var i forhold til nyere publicerede datasæt. Her var det dog kun muligt at finde data for enkelte nøgleemissioner som beskrevet i EMEP/EEA (2013) og BREF (EC, 2013). Disse nøgleemissioner blev sammenlignet med data i rapporterne ovenfor, og hvor nøgleemissionerne afveg, blev de opdateret med de nyere emissioner fra EMEP/EEA (2013). Dette vil medføre en vis mangel på korrelation mellem de opdaterede emissioner og de ikke opdaterede, da de kan stamme fra produktionsfaciliteter med forskel i emissionskontrol, men det vurderes, at dette giver et væsentligt mere repræsentativt datasæt. De følgende afsnit beskriver de ændrede nøgleemissioner.

Bly

Data for bly blev opdateret med emissioner fra EEA/EMEP (2013) se tabel 17. Her blev der brugt værdier for, hvad kaldes "Tier 1", som er gennemsnitlige tal for europæisk blyproduktion. Dette vil sige, at det er data som lever op til EU standarder, men det er ikke nødvendigvis de lavest mulige værdier, da det er et gennemsnit for både ældre anlæg og nye produktionsfaciliteter. Ændringerne er for de fleste emissioner en forbedring til lavere udledninger, hvilket formodes at skyldes bedre emissionskontrol end i de ældre Ecoinvent data. For genanvendelsesprocessen er der dog nogle emissioner, der forværres i forhold til den oprindelige proces, hvilket kan skyldes, at de er baseret på en anden type input-materiale. Genanvendelsesprocessen i EEA/EMEP er for 80 % af input materialet baseret på batterier, og dette kan være grunden til, at andre tungmetaller, som også findes i batterierne, bidrager til øgede udledninger. Det antages dog stadig, at de opdaterede værdier er mere repræsentative end de oprindelige.

TABEL 17
DATA FOR NØGLE EMISSIONER FOR PRIMÆR PRODUKTION OG GENANVENDELSE AF BLY. DATA BRUGT I
MODELLEREN ER PRÆSENTERET I EEA/EMEP KOLONNEN.

	Enhed	Primær produktion data		Genanvendelses data	
		Ecoinvent	EEA/EMEP	Ecoinvent	EEA/EMEP
As	kg/kg bly	4,32E-06	1,50E-08	1,82E-07	3,50E-06
Cd	kg/kg bly	3,84E-06	6,70E-08	4,78E-08	1,10E-06
Hg	kg/kg bly	1,46E-07	9,30E-07	N/A*	N/A
Pb	kg/kg bly	3,33E-04	1,30E-05	2,53E-06	4,26E-04
PCB	kg/kg bly	3,49E-10	1,90E-06	1,18E-10	3,20E-06
PCDD/F	kg I-TEQ/kg bly	4,93E-11	5,00E-12	5,66E-13	8,00E-12
PM >10	kg/kg bly	1,54E-03	1,00E-05	4,36E-04	3,25E-04
PM 2,5-10	kg/kg bly	8,71E-04	2,00E-05	8,55E-05	6,50E-04
PM <2,5	kg/kg bly	1,01E-03	2,00E-05	1,73E-04	6,50E-04
Zn	kg/kg bly	5,48E-05	6,50E-06	9,18E-07	2,60E-06

*Hvor angivet N/A var der ikke værdier i EEA/EMEP, og der blev ikke foretaget nogen ændring af datasættet.

TABEL 18
DATA FOR NØGLE EMISSIONER FOR PRIMÆR PRODUKTION OG GENANVENDELSE AF KOBBER. DATA BRUGT I
MODELLEREN ER PRÆSENTERET I EEA/EMEP KOLONNEN.

	Enhed	Primær produktion data		Genanvendelses data	
		Ecoinvent	EEA/EMEP	Ecoinvent	EEA/EMEP
As	kg/kg kobber	3,91E-05	3,90E-05	6,19E-06	1,40E-06
Cd	kg/kg kobber	6,79E-06	1,10E-05	3,93E-06	2,30E-06
Cr	kg/kg kobber	4,28E-05	1,60E-05	N/A*	N/A
Cu	kg/kg kobber	2,54E-04	7,00E-05	1,15E-04	2,80E-05

Hg	kg/kg kobber	1,88E-07	2,30E-08	N/A	N/A
Ni	kg/kg kobber	6,16E-05	1,40E-05	1,05E-05	1,30E-07
Pb	kg/kg kobber	1,53E-04	1,60E-04	1,09E-04	1,10E-04
PCBs	kg/kg kobber	7,37E-10	9,00E-07	2,24E-10	3,70E-06
PCDD/F	kg I-TEQ/kg kobber	2,70E-12	5,00E-12	5,04E-11	5,00E-11
PM >10	kg/kg kobber	2,16E-03	8,00E-05	1,48E-03	6,00E-05
PM10 -2,5	kg/kg kobber	1,10E-02	8,00E-05	1,54E-03	7,00E-05
PM2,5	kg/kg kobber	1,28E-02	2,40E-04	2,16E-03	1,90E-04

*Hvor angivet N/A var der ikke værdier i EEA/EMEP, og der blev ikke foretaget nogen ændring af datasættet.

Kobber

Data for kobber blev opdateret med emissioner fra EEA/EMEP (2013) se tabel 18. Her blev der brugt værdier for, hvad der kaldes "Tier 1" som er gennemsnitlige tal for europæisk kobber produktion. Dette vil sige at det er data der lever op til EU standarder, men det er ikke nødvendigvis de lavest mulige værdier, da det er et gennemsnit for både ældre anlæg og nye produktionsfaciliteter. Ændringerne er for de fleste emissioner en forbedring til lavere udledninger hvilket forventes at skyldes bedre emissionskontrol end i de ældre Ecoinvent data.

Messing

Det var ikke muligt at finde opdaterede data for primær messing produktion, og derfor benyttes den oprindelige Ecoinvent proces. For genanvendelse af messing opgives det i både BREF noten (EC, 2013) og i EMEP/EEA (2013), at dette fortrinsvist sker som kobbergenanvendelse, derfor benyttes processen til kobbergenanvendelse også for messinggenanvendelse.

Zink

Data for zink blev opdateret med emissioner fra EEA/EMEP (2013) se tabel 19. Her blev der brugt værdier for, hvad kaldes "Tier 1", som er gennemsnitlige tal for europæisk zink produktion. Ændringerne er for den primære produktion for de fleste emissioner en forbedring til væsentligt lavere udledninger, hvilket skyldes at processen i Ecoinvent var baseret på et vægtet gennemsnit af to processer til fremstilling af zink, hvoraf den ene havde meget dårlig emissionskontrol. Emissionsdata for denne produktionsmåde findes også i EMEP/EEA rapporten, men det ses også at dette anlæg indeholder afvigelser i forhold til gennemsnitlige anlæg. Det var ikke muligt at finde data for genanvendelse af zink i Ecoinvent, i stedet blev derfor brugt en proces for genanvendelse af kobber, som antoges at give repræsentative emissioner. Ændringerne er for de fleste emissioner en forbedring til væsentligt lavere udledninger hvilket kan skyldes, at kobber processen ikke var repræsentativ, men også at data i EMEP/EEA rapporten var baseret på nyere målinger af anlæg med bedre emissionskontrol.

TABEL 19
DATA FOR NØGLE EMISSIONER FOR PRIMÆR PRODUKTION OG GENANVENDELSE AF ZINK. DATA BRUGT I
MODELLERINGEN ER PRÆSENTERET I EEA/EMEP KOLONNEN.

	Enhed	Primær produktion data		Genanvendelses data	
		Ecoinvent	EEA/EMEP	Ecoinvent	EEA/EMEP
As	kg/kg zink	N/A	N/A	6,19E-06	4,80E-07
Cd	kg/kg zink	1,21E-06	2,40E-06	3,93E-06	2,80E-06

Hg	kg/kg zink	4,10E-06	5,00E-06	7,26E-08	6.50E-09
Pb	kg/kg zink	1,55E-04	1,70E-05	1,09E-04	5.30E-06
PCB	kg/kg zink	3,13E-10	9,00E-07	2,24E-10	3.60E-06
PCDD/F	kg I-TEQ/kg zink	5,13E-11	5,00E-12	5,04E-11	5.00E-12
PM <2,5	kg/kg zink	1,54E-03	6,60E-05	2,16E-03	5.00E-05
PM >10	kg/kg zink	2,29E-03	2,50E-05	1,48E-03	1.50E-05
PM 2,5-10	kg/kg zink	8,80E-04	1,90E-05	1,54E-03	1.50E-05
Zn	kg/kg zink	2,17E-03	4,00E-05	3,94E-04	4.00E-05

3.3.7 Kvalitetsindikatorværdi for processer anvendt i LCA'en

For at opnå et mere kvantitativt udtryk for processernes kvalitet blev de udvalgte processer for primærproduktion og genanvendelse samt processerne specielt konstrueret til denne LCA tildelt en kvalitetsindikatorværdi i fem indikator kategorier, som det ses i tabel 20. Tabellen med tilhørende forklaringer til de enkelte indikator kategorier findes i dokumentationen til Ecoinvents databaser (Frischknecht et al., 2007) og bygger oprindeligt på Weidema & Wesnæs (1996). Som det ses, dækker indikator kategorierne "troværdighed", "fuldstændighed" samt "tidsmæssig, geografisk og teknologisk overensstemmelse". Tildeling af indikatorværdi sker ved at sammenligne de anvendte processer med processerne, som de bør være for at passe fuldstændigt ind i miljøvurderingens scenarier.

TABEL 20
SCORING AF PROCESSER TIL BRUG I MILJØVURDERING. ALLE PROCESSER ER SCORET MED KARAKTEREN 1-5 ("1" ER BEDST) FOR HVER AF KVALITETSINDIKATORERNE.

Primærproduktion og genanvendelse	Proces-navn i database	Troværdighed	Fuldstændighed	Tidsmæssig overensstemmelse	Geografisk overensstemmelse	Teknologisk overensstemmelse	Gennemsnit
Aluminium	Aluminum, Al (Primary), World average, 2005	1	3	3	2	1	2,0
Bly	Lead, secondary, at plant/RER U	2	2	3	2	2	2,2
Bly	Lead, primary, at plant/GLO U	3	3	3	2	2	2,6
Jern	Shredding and reprocessing of steel scrap, Sweden, 2007	1	4	3	3	2	2,6
Jern	Steel Sheets (97.75% primary), Sweden, 2008	1	3	3	3	2	2,4
Kobber	Copper, secondary, at refinery/RER U	2	2	3	2	2	2,2
Kobber	Copper, primary, at refinery/RER U	2	2	3	2	2	2,2
Messing	Copper, secondary, at refinery/RER U	3	2	3	2	4	2,8
Messing	Brass, at plant/CH U	3	5	4	3	2	3,4
Zink	Copper, secondary, at refinery/RER U	3	2	3	2	4	2,8
Zink	Zinc, primary, at regional storage/RER U	2	2	4	2	2	2,4
Plast	Plastic to granulate, SWEREC, Sweden, 2006	1	4	3	3	2	2,6
Plast	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER S	1	1	4	1	2	1,8

Processer konstrueret specielt til dette projekt							
Sortering	2	3	1	1	3	2,0	
Forbrænding	1	3	2	1	3	2,0	
Pyrolyse og forgasning	3	4	2	1	4	2,8	
Biologisk behandling	3	4	1	3	4	3,0	
Deponi	2	4	2	1	3	2,4	

Gennemsnittet af scoringerne for alle processer for primærproduktion og genanvendelse undtagen én blev under 3, og dette anses som tilfredsstillende for datakvaliteten. Datasættet for primærproduktion af messing giver et gennemsnit på 3,4 for scoringen vist i tabel 20. Data for denne produktion er baseret på ikke verificeret litteratur og antagelser, og dermed bliver scoringen for troværdighed 3 og for fuldstændighed 5. Data er fra år 2000, og dermed bliver scoren 4 for tidsmæssig overensstemmelse. Processen for produktion af messing er den eneste fundne for denne produktion, og den bruges derfor i dette projekt trods høj gennemsnitlig score.

Med hensyn til processerne, som blev konstrueret specielt til miljøvurderingen, og hvis livscyklusopgørelser kan ses i afsnit 3.3.1 til 3.3.5, lå gennemsnittet ligeledes på 3 eller derunder. Det skyldtes dog til stor del, at den geografiske og tidsmæssige overensstemmelse var stor, hvorimod fuldstændighed og teknologisk overensstemmelse var mindre gode.

4. Vurdering af potentielle miljøpåvirkninger

På baggrund af livscyklusopgørelserne, som beskrevet i kapitel 3, blev de forskellige behandlingsmetoder modelleret vha. LCA-modellen EASETECH, og de potentielle miljøpåvirkninger inklusiv påvirkningskategorierne for udnyttelse af abiotiske ressourcer (fossile samt grundstoffer) opgjort. De potentielle miljøpåvirkninger vises som normaliserede værdier målt i personækvivalenter (PE) per ton shredderaffald. Én personækvivalent (PE) svarer til den gennemsnitlige årlige belastning fra én person i den pågældende miljøpåvirkningskategori. For påvirkningskategorien drivhuseffekt er der desuden som supplement i tekstafsnit vedrørende de normaliserede værdier angivet den potentielle miljøpåvirkning målt i kg CO₂-ækvivalenter/ton shredderaffald.

Resultaterne præsenteres som graferne med hver deres type miljøpåvirkningskategorier:

- Ikke-toksiske kategorier: drivhuseffekt, stratosfærisk ozonnedbrydning, fotokemisk ozondannelse, forsurening, terrestrisk eutrofiering og ferskvandseutrofiering
- Toksiske kategorier: humantoksicitet, cancerteffekter; humantoksicitet, ikke-cancereffekter; økotoksicitet og effekt af partikler
- Ressourceforbrug: abiotiske ressourcer i form af fossile brændsler og grundstoffer.

Numerisk negative værdier betegner undgåede miljøpåvirkninger, dvs. miljøbesparelser, mens numerisk positive værdier betegner nettobelastninger af miljøet.

Afrapporteringen af resultater er opdelt i to hovedafsnit. I det første afsnit (afsnit 4.1) vises de samlede nettoresultater i form af normaliserede værdier for de alternative behandlingsmetoder, hvorved rangordenen for behandlingsmetoderne kan bestemmes. I det andet afsnit (afsnit 4.2) behandles de forskellige behandlingsmetoder i flere detaljer, idet potentielle miljøpåvirkninger blev yderligere opdelt på de delprocesser, som indgår eller substitueres (undgås) i forbindelse med genanvendelse og energiudnyttelse af shredderaffald.

4.1 Samlede potentielle miljøpåvirkninger

På figur 8 ses de ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger for de ni scenarier, der indgik i projektet. Scenarie 0: *Deponi* betegner referencesituationen, hvor shredderaffald forbliver nedgravet på dansk deponi. Som det ses, var der nettomiljøbelastninger – numerisk positive værdier – forbundet med deponering af shredderaffald i kategorierne drivhuseffekt, stratosfærisk ozonnedbrydning og fotokemisk ozondannelse. Af disse var drivhuseffekten størst og udgjorde en nettomiljøbelastning på 0,008 PE/ton deponeret shredderaffald. Det svarer til 61 kg CO₂-ækvivalenter/ton shredderaffald. I afsnit 4.2 diskuteres årsagerne til disse miljøpåvirkninger i detaljer.

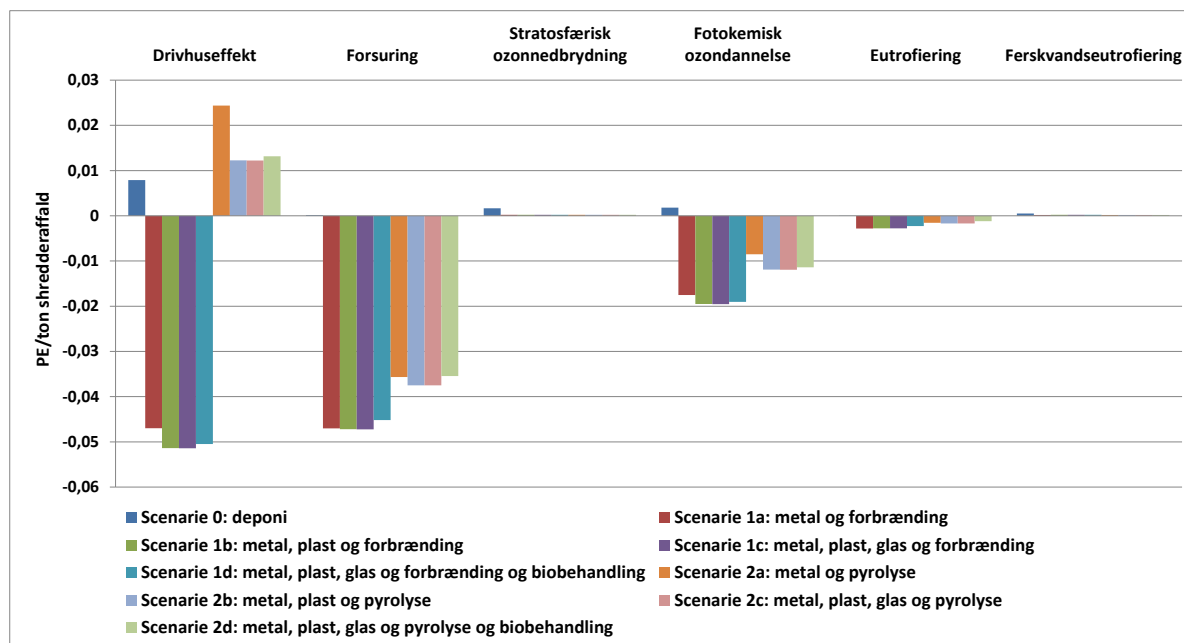
Scenarierne 1a til 1d beskriver behandling af deponeret shredderaffald med forbrænding af dele af restprodukterne kombineret med en stigende grad af udsortering af genanvendelige materialer. I scenarie 1a er der kun tale om udsortering af metaller; i scenarie 1b udsorteres metal og plast; i scenarie 1c udsorteres metal, plast og glas. En mindre ikke forbrændingsegnede rest i 1a-1c gendepo-

neres. I scenarie 1d forbehandles desuden restprodukterne fra sorteringsprocesserne med en biologisk behandlingsmetode inden gen-deponering finder sted. Scenarierne 2a til 2d blev konstrueret efter samme princip, dog blev forbrændingsteknologien udskiftet med pyrolyse af restprodukterne, forgasning af pyrolysekoksen og energiudnyttelse af pyrolysegas, pyrolyseolie og syngas fra forgasningen.

Resultaterne delte sig i to grupper, idet scenarierne 1a til 1d med forbrændingsteknologi udviste miljøbesparelser i samtlige ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier, hvorimod scenarierne 2a til 2d med pyrolyse og forgasning som energiudnyttelsesteknologier udviste miljøbelastninger i drivhuseffekt-kategorien og mindre miljøbesparelser end forbrændingsscenarierne i de resterende ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier.

Forbrændingsscenarierne resulterede således i nettomiljøbesparelser (numerisk negative værdier) med den største besparelse i kategorien "drivhuseffekt" i scenarie 1c på -0,051 PE/ton shredderaffald svarende til -397 kg CO₂-ækvivalenter/ton shredderaffald. Der var ligeledes miljøbesparelser i samme størrelsesorden i kategorierne forsuring og fotokemisk ozondannelse, mens der kun var mindre miljøbesparelser i de resterende ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier. Når energiudnyttelsen skete ved pyrolyse gav scenarierne derimod anledning til miljøbelastninger i drivhuseffekt-kategorien. Miljøbelastningen var størst i scenarie 2a med en miljøbelastning på 0,024 PE/ton shredderaffald svarende til 186 kg CO₂-ækvivalenter/ton shredderaffald. Det understreges dog, at resultaterne ikke nødvendigvis gælder, hvis shredderaffaldet udgør en større andel ved medforbrænding på et forbrændingsanlæg end 14,5 % som nævnt i afsnit 3.3.2.

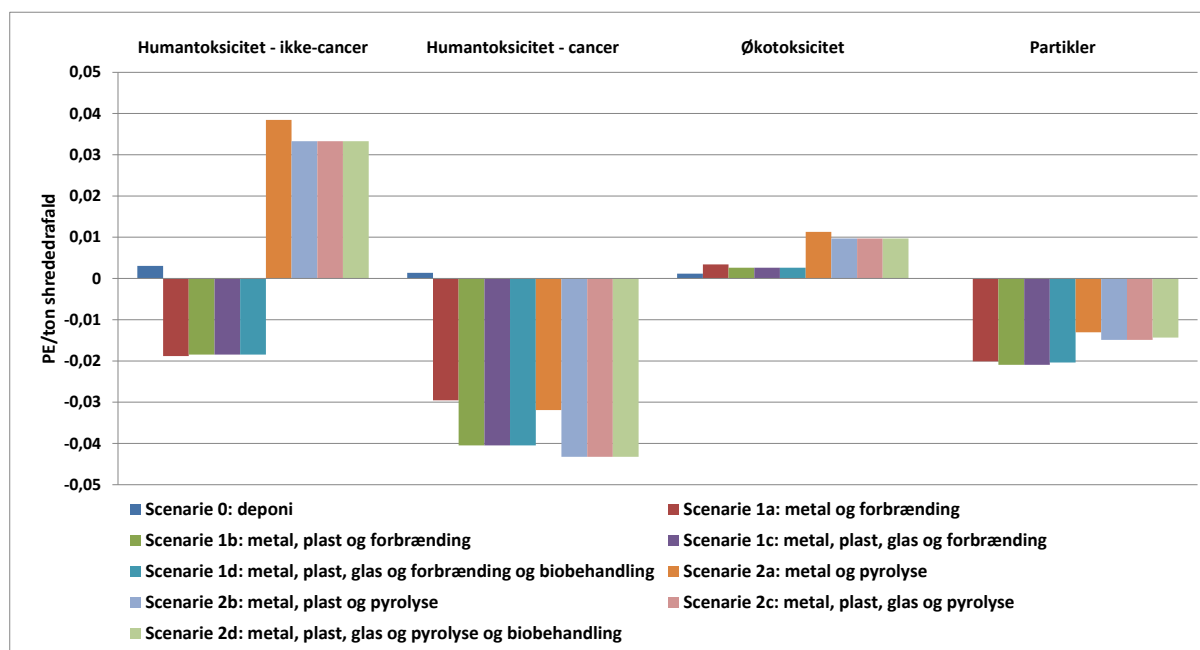
Uanset om energiudnyttelse skete ved forbrænding eller pyrolyse var der en miljøbesparelse ved at udsortere plast udover metaller; udsortering af glas resulterede ikke i yderligere miljøbesparelser. Biologisk forbehandling inden gen-deponering medførte en ganske lille yderligere miljøbelastning i kategorien "drivhuseffekt" på ca. 0,0005 PE/ton shredderaffald i forhold til scenarie 1b og 1c.



FIGUR 8
 TOTALE POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD FOR ALLE SCENARIER.

De toksiske potentielle miljøpåvirkninger vises på figur 9. Det overordnede billede ligner det, der ses for de ikke-toksiske påvirkningskategorier med forbrændingsscenarierne, som giver anledning til lidt større miljøbesparelser i flertallet af miljøpåvirkningskategorierne end pyrolysescenarierne. To forhold spiller en afgørende rolle ved fortolkning af resultater i de toksiske miljøpåvirkningska-

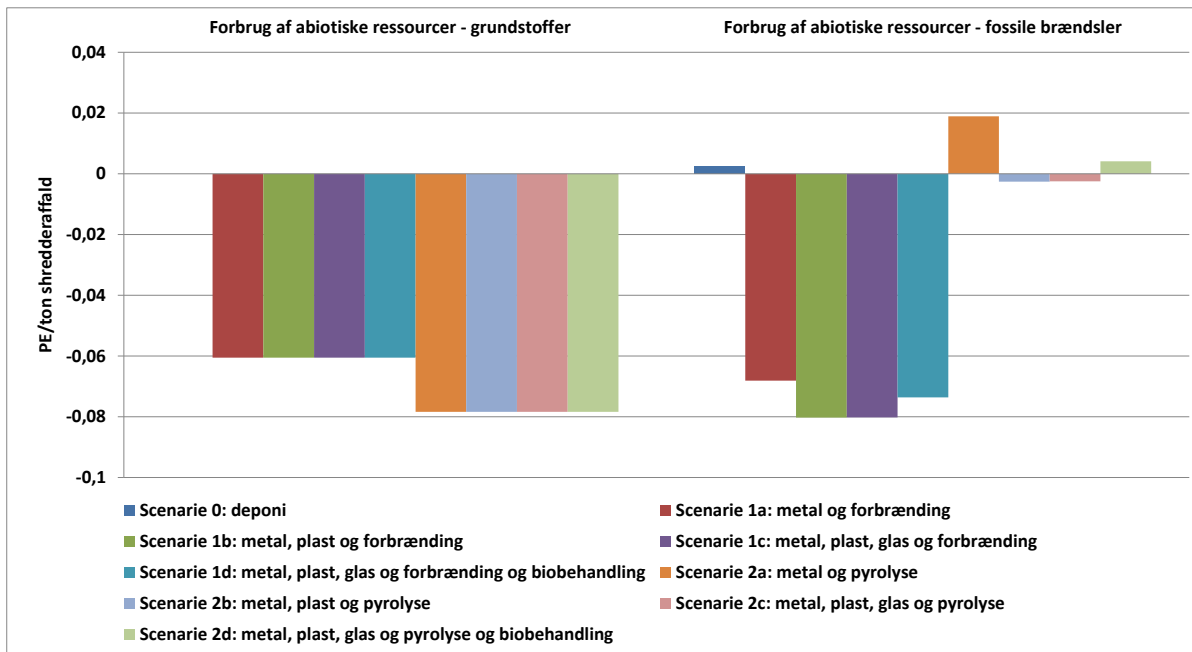
tegorier: Den iboende usikkerhed ved LCA-metoden mht. at kvantificere potentielle toksiske miljøpåvirkninger samt datagrundlaget i form af livscyklusopgørelser for teknologierne, som indgår i modelleringen af behandlingssystemerne. Det første punkt er diskuteret i afsnit 2.5. Angående datagrundlaget fremgår det af afsnit 3.3.3 om pyrolyse og forgasning, at der er stor usikkerhed forbundet med fastlæggelse af emissioner fra energiudnyttelse af pyrolyseprodukterne. Da det er disse emissioner, sammen med undgåede emissioner ved energisubstitution, der bestemmer pyrolysesceneriernes miljøpåvirkninger i de toksiske påvirkningskategorier, skal fortolkningen ske med stor forsigtighed. Det er desuden værd at notere, at referencescenariet med fortsat deponering af shredderaffald ikke gav anledning til nogen miljøbelastninger af betydning i de toksiske miljøpåvirkningskategorier.



FIGUR 9
 TOTALE POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSON/ÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD FOR ALLE SCENARIER.

Med hensyn til forbruget af abiotiske ressourcer i form af grundstoffer og fossile brændsler kan resultaterne ses på figur 10. Der var en besparelse af ressourcer af grundstoffer i alle scenarier med opgravning og behandling af deponeret shredderaffald, som var lidt større i pyrolysescenerierne end i forbrændingsscenerierne. Det skyldes, at metalgenanvendelse var den væsentligste årsag til miljøbesparelserne, og da metalgenanvendelsesprocenterne var lidt større i pyrolysescenerierne end i forbrændingsscenerierne, kom de ud med større besparelse.

Mønstret er anderledes mht. forbrug af fossile brændsler, hvor besparelserne for de forskellige scenarier ligner miljøbesparelserne i drivhuseffekt-kategorien med miljøbesparelser i scenarierne med forbrænding af shredderaffald og miljøbelastninger i scenarierne med pyrolyse. Dette hænger naturligt sammen med substitution af energi baseret på fossile brændsler, som også er den væsentligste faktor ved miljøpåvirkningerne i drivhuseffekt-kategorien.



FIGUR 10
DET TOTALE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD FOR ALLE SCENARIER.

4.1.1 Konklusioner mht. samlede potentielle miljøpåvirkninger

- I alle ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier samt mht. forbrug af ressourcer gav scenarierne, der beskriver opgravning og behandling af deponeret shredderaffald med forbrænding som energiudnyttelsesteknologi, anledning til miljøbesparelser.
- Pyrolyse som energiudnyttelsesteknologi gav ligeledes anledning til miljøbesparelser i de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier med undtagelse af drivhuseffektkategorien, hvor der var en miljøbelastning.
- Referencescenariet, dvs. fortsat deponering af shredderaffaldet, gav miljøbelastninger i alle kategorier, som dog var meget små i forhold til miljøpåvirkningerne fra de andre scenarier..
- Mht. drivhuseffekt gav plastgenanvendelse anledning til øgede miljøbesparelser i forhold til metalgenanvendelse alene – implementering af glasgenanvendelse havde ingen indflydelse, mens biologisk behandling inden gen-deponering resulterede i en ganske lille miljøbelastning fra denne behandlingsproces.
- De toksiske miljøpåvirkningskategorier udviste det samme mønster som de ikke-toksiske, men pga. LCA-metodens usikkerhed samt meget stor usikkerhed mht. datagrundlaget for især pyrolyseteknologien undlades det at drage konklusioner om scenariernes indbyrdes rangorden.
- Opgørelse af ressourceforbrug i scenarierne viste, besparelser mht. forbrug af abiotiske ressourcer i form af grundstoffer for både forbrændingsscenarierne som for pyrolysescenarierne, hovedsageligt pga. metalgenanvendelse. Forbruget af fossile brændsler fulgte mønstret for drivhuseffekt med besparelser for alle forbrændingsscenarier.

4.2 Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på processer

For nærmere at undersøge årsagen til scenariernes opførsel i de forskellige miljøpåvirkningskategorier fordeltes miljøpåvirkningerne på forskellige delprocesser, som indgår i scenarierne. Tabel 21 viser hvilke processer, der er tale om i hvert scenarie, og ved at referere til tabellen kan man se, hvad de benyttede betegnelser for delprocesser på figur 11 til 19 står for. I afsnit 4.2.1 beskrives scenarie 0 (referencescenariet) hvor shredderaffaldet forbliver i deponiet. I afsnit 4.2.2 vises fordelingen af de potentielle miljøpåvirkninger på delprocesser i scenarie 1d som inkluderer metal-, plast- og glasgenanvendelse, forbrænding af restfraktioner samt biologisk behandling. I afsnit 4.2.3 vises delprocessernes fordeling i scenarie 2d, som er opbygget på samme måde som scenarie 1d, men indeholder pyrolyse og forgasning i stedet for forbrænding.

TABEL 21
SIGNATURFORKLARING TIL FIGUR 11 TIL 19

Betegnelse for delproces i figur 11 til 19	Underprocesser, som indgår
Transport	Transport fra deponi til sorteringsanlæg
Sortering	Tromlesigte Magnetseparator Eddy current separator EMS Air classifier
*Genanvendelsesprocesser	
Jern	Genanvendelse og undgået primærproduktion
Aluminium	Genanvendelse og undgået primærproduktion
Kobber	Genanvendelse og undgået primærproduktion
Zink	Genanvendelse og undgået primærproduktion
Bly	Genanvendelse og undgået primærproduktion
Plast	Genanvendelse og undgået primærproduktion
Glas	Genanvendelse og undgået primærproduktion
Forbrænding	Emissioner fra forbrændingsanlæg Brug af hjælpestoffer Brug af slagge til vejbygning Deponering af flyveaske Substitution af el Substitution af fjernvarme
Pyrolyse	Produktion af pyrolyseprodukter Forgasning Forbrænding af syngas fra forgasning Substitution af fjernvarme Deponering af slagge fra forgasning
Deponering	
Drift af deponi	Konstruktion af anlæg Drift
Gasemissioner	Drivhusgasemissioner
Udsivning	Udsivning af metaller og andre stoffer Drift af rensningsanlæg
Kulstoflagring	Lagring af biogent kulstof

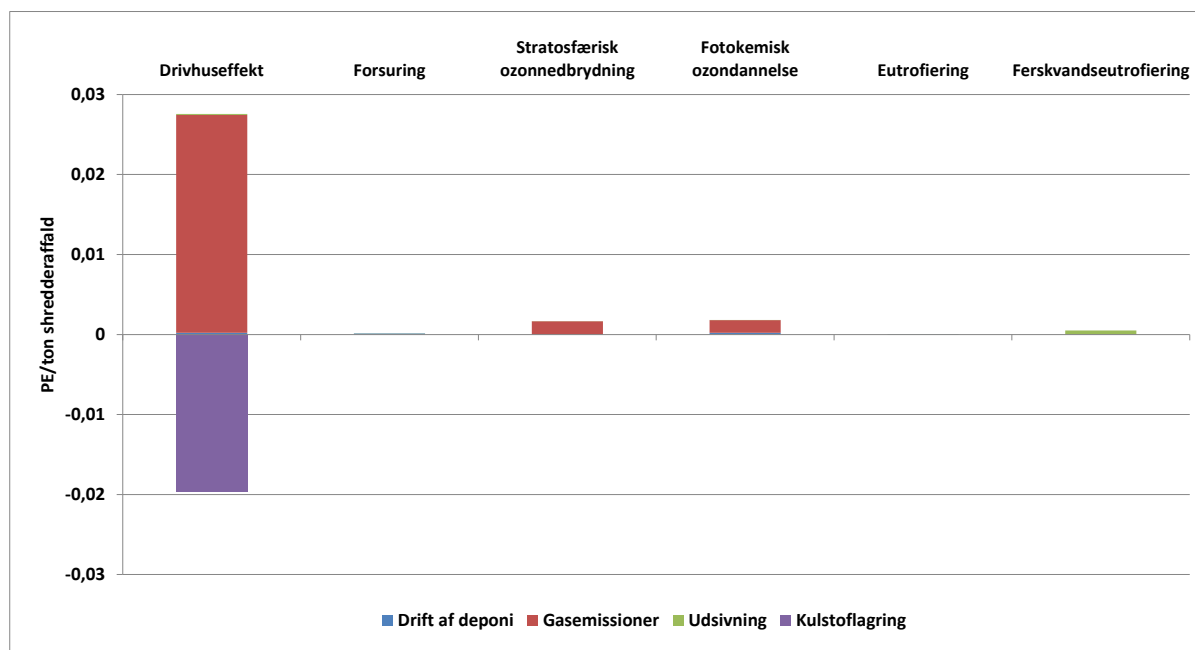
Biologisk behandling

Drift af anlæg
Drivhusgasemission
Ammoniakemission

*Metaller fra forbrændingsslagge og pyrolysekoks er inkluderet i genanvendelsesprocesserne.

4.2.1 Scenarie 0: Deponi (referencescenarie)

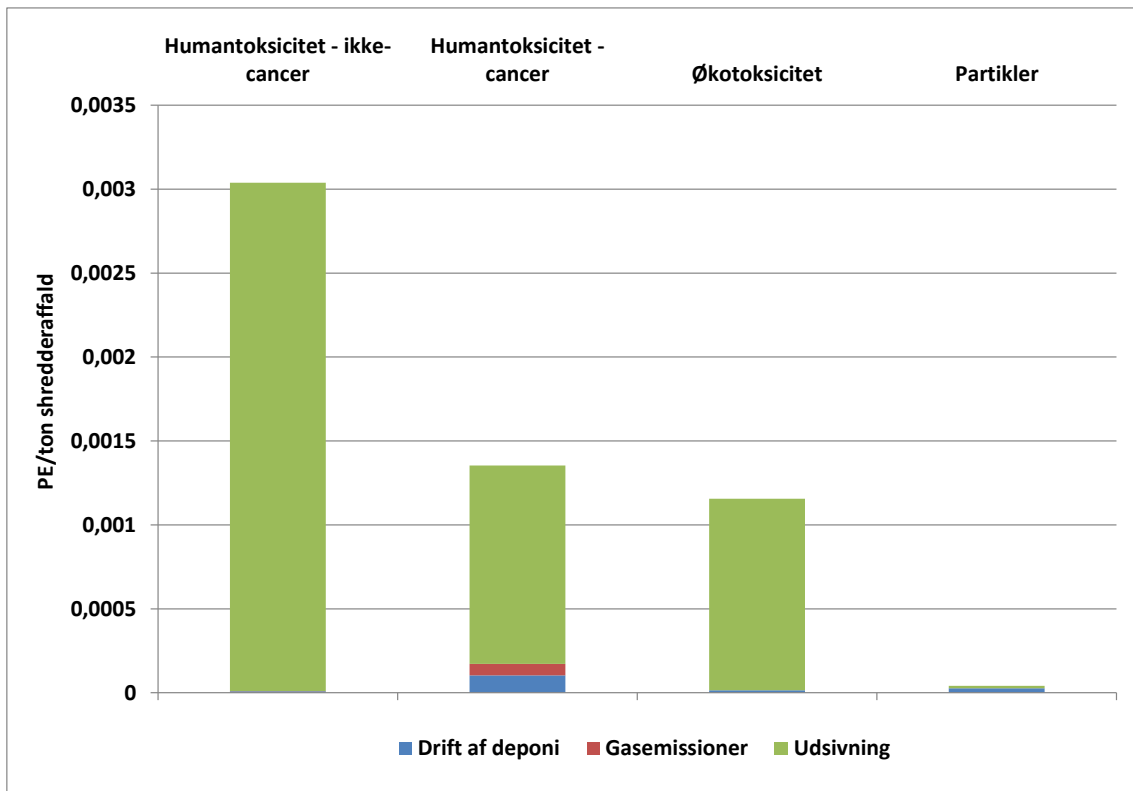
Figur 11 viser de ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger i Scenarie 0: *Deponi* fordelt på drift af deponi, gasemissioner, udsivning og kulstoflagring. Det ses tydeligt, at gasemissioner fra deponiet var årsag til langt den største del af potentiel drivhuseffekt, stratosfærisk ozonnedbrydning og fotokemisk ozondannelse. Mht. drivhuseffekt modvirkedes miljøbelastningen ved metanemission fra deponiet til dels af kulstoflagring. Drivhusgasemissioner fra shredderaffaldsdeponier ansås længe som ubetydelige, men som beskrevet i afsnit 3.3.5 har målinger vist, at der forekommer metanemissioner, som giver anledning til miljøbelastninger. Sammenlignes miljøbelastningen i kategorien "drivhuseffekt" per ton shredderaffald, der deponeres, f.eks. med miljøbesparelser fra jerngenanvendelse, er besparelsen ved jerngenanvendelse kun ca. dobbelt så stor som miljøbelastningen fra deponiet. Gas-emissionen er altså en ikke uvæsentlig miljøfaktor ved deponering af shredderaffald. I kategorien ferskvandseutrofiering var der en meget lille effekt af udsivning fra deponiet. Det bemærkes dog, at drift af deponiet og udsivning, som inkluderer spildevandsrensning, ikke bidrager væsentligt til de ikke-toksiske påvirkningskategorier.



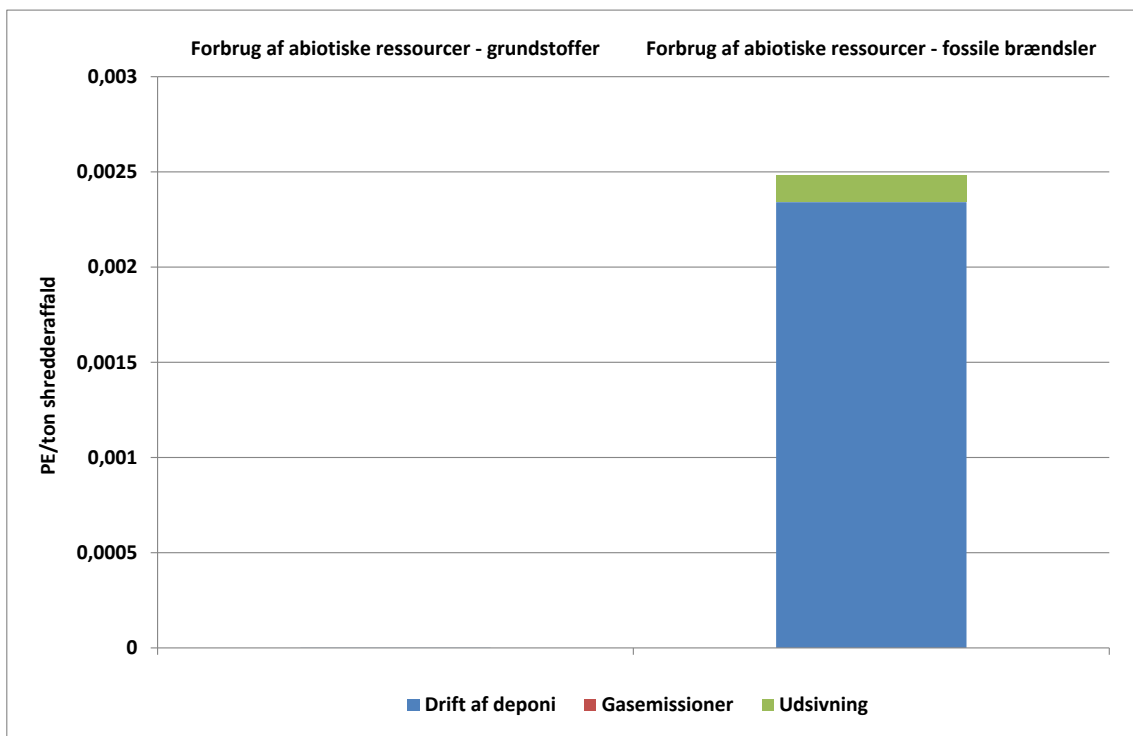
FIGUR 11
POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) I SCENARIE 0: *DEPONI*
FORDELT PÅ DELPROCESSER.

I de toksiske påvirkningskategorier (figur 12) var det derimod udsivning af perkolat, der resulterer i samtlige belastninger, som det dog bør bemærkes er meget små – ca. 0,003 PE/ton shredderaffald for humantoksicitet, ikke cancerrisiko (som stammer fra arsenikudsivning) - og endnu mindre for de resterende toksiske effekter.

Figur 13 viser, at deponiets træk på fossile ressourcer udelukkende skyldtes driften af deponiet (hvor også anlægsarbejde indgår), og det dermed forbundne dieselforbrug, men det bør noteres, at der kun er tale om et meget lille ressourceforbrug i størrelsesordenen 0,0025 PE/ton shredderaffald.



FIGUR 12
 POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) I SCENARIO 0: *DEPONI*
 FORDELTE PÅ DELPROCESSER.

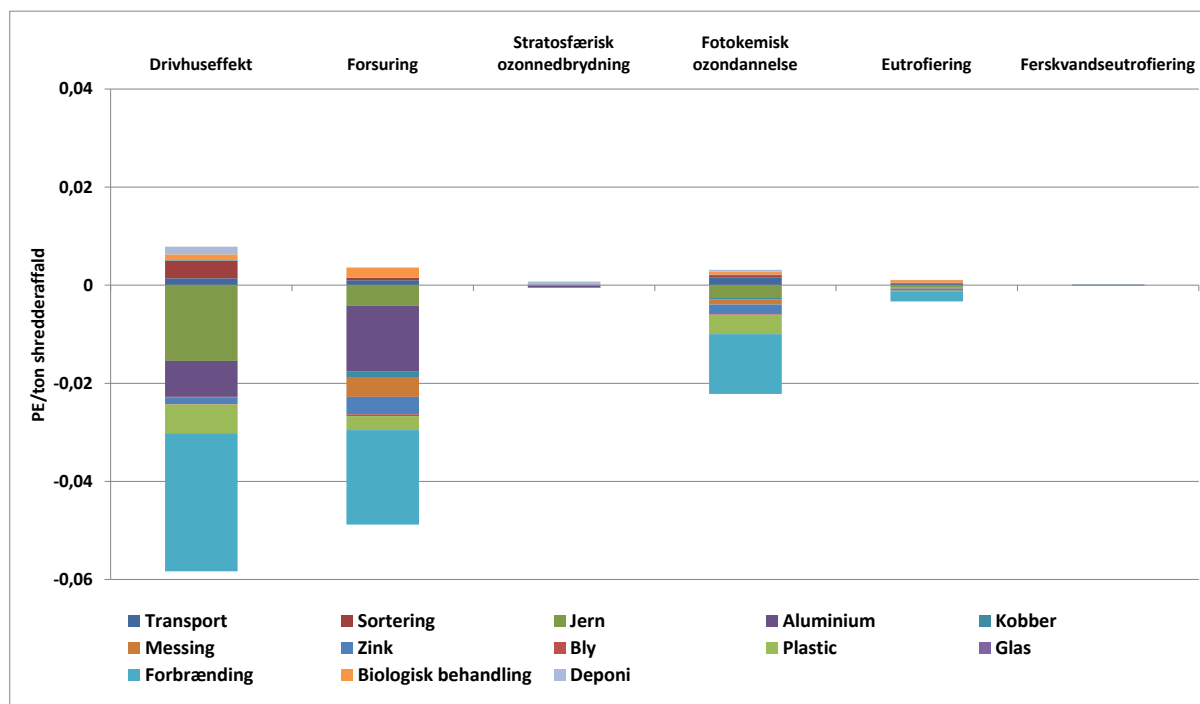


FIGUR 13
 FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) I SCENARIO 0: *DEPONI* FORDELTE PÅ
 DELPROCESSER.

4.2.2 Scenarie 1d: Genanvendelse, forbrænding og biologisk behandling

Figur 14 viser de forskellige delprocessers bidrag til de potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 1d, som er det scenarie med forbrænding, som har den mest omfattende behandling med udsortering af metaller, plast og glas og desuden biologisk behandling af restfraktioner før gen-deponering. Som

forklaret i afsnit 4.1 var der nettomiljøbesparelser mht. drivhuseffekt, forsurening og fotokemisk ozondannelse i alle forbrændingsscenarier. Med hensyn til drivhuseffekt var besparelsen størst i scenarie 1d, men kun marginalt mindre i scenarie 1b og 1c. Scenarie 1d indeholder alle de undersøgte behandlingsmetoder og er derfor vist på figur 14.



FIGUR 14
POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD I SCENARIO 1D MED METAL-, PLAST-, GLASGENANVENDELSE, FORBRÆNDING OG BIOLOGISK BEHANDLING AF RESTFRAKTION FORDELT PÅ DELPROCESSER.

De største besparelser udgjordes af jern- og aluminiumgenanvendelse samt forbrænding med hhv. -0,015, -0,007 og -0,028 PE/ton shredderaffald svarende til -116, -54 og -216 kg CO₂-ækvivalenter/ton shredderaffald. Miljøbesparelser ved plastgenanvendelse androg ca. -0,006 PE/ton shredderaffald (46 kg CO₂-ækvivalenter/ton shredderaffald). Jern er ikke det metal, som har den højeste miljømæssige genanvendelsesværdi; besparelserne ved aluminiumgenanvendelse er større per ton aluminium, men da jernmængden er langt større i shredderaffaldet, giver denne metalfraktion alligevel anledning til mere drivhuseffektbesparelse. De andre metaller: zink, kobber, messing og bly havde kun lille indflydelse på miljøpåvirkninger i drivhuseffektkategorien, da de findes i mindre mængder i shredderaffaldet og samtidig ikke giver anledning til så høje miljøbesparelser i denne kategori per ton genanvendt materiale. Det skal her nævnes, at der blev antaget oxideringsgrader for jern og aluminium op til 50 % afhængigt af de størrelsesfraktioner, hvorfra disse metaller udsorteredes, hvorimod de resterende metaller formodedes at findes på ikke-oxideret form (Hansen et al., 2012). Hvis oxideringsgraden for jern og aluminium i deponeret shredderaffald skulle vise sig at være mindre, vil potentialet for besparelser i kategorien drivhuseffekt tilsvarende være større end beregnet her.

Forbrænding af shredderaffald med energiudnyttelse medførte besparelser mht. drivhuseffekt på grund af substitution af mere forurenende energiproduktion i form af marginal el- og varmeproduktion produceret på fossile brændsler. Deponeret shredderaffald indeholder ligeledes en stor andel fossilt kulstof, på basis af den benyttede affaldssammensætning beregnet til ca. 77 % af det samlede kulstofindhold, og bidrager derfor til drivhuseffekten. Emissionen af fossilt CO₂ per produceret energienhed er dog alligevel mindre end for den marginale energi (især elektricitet), som substitueres, hvorved resultatet bliver en nettobesparelse ved forbrænding. CO₂-besparelsen ved forbræn-

ding af shredderaffald er således påvirkelig af modelleringen af den marginale energiproduktion, som antoges at være el produceret på danske kulkraftværker under kondensdrift.

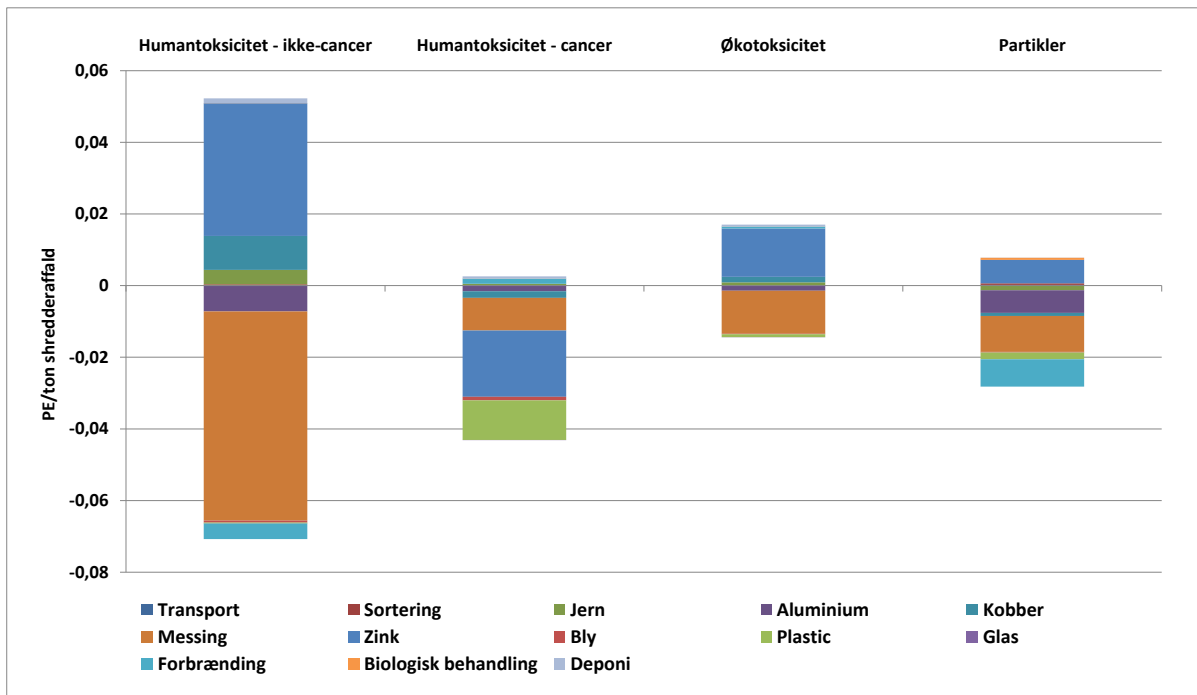
Miljøbelastninger ved sortering og transport spiller en meget lille rolle i scenariernes miljøprofil. Der var nettomiljøbelastninger i samtlige kategorier, men de var ubetydelige i forhold til miljøbesparelserne. Sortering af metaller blev modelleret med et samlet elforbrug på 26 kWh/ton shredderaffald, hvilket resulterede i en belastning i kategorien drivhuseffekt på 0,0035 PE/ton shredderaffald. Dette er væsentligt mindre end miljøgevinsten ved aluminiumsudsortering alene – omkostningerne ved energi anvendt ved sorteringsprocessen (som den er modelleret i denne rapport) er således ikke et miljømæssigt problem ved øget udnyttelse af ressourcer i deponeret shredderaffald.

Der er ikke foretaget nogen analyse af mulige transportafstande ved ressourceudnyttelse af deponeret shredderaffald, men for at få et indtryk af transportafstandens betydning blev samtlige behandlingsscenarier modelleret med en transportafstand på 100 km fra deponi til sorteringsanlæg. Som det ses af figur 14, havde dette ringe indflydelse på miljøbelastningerne i de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier, men ved miljøvurdering af et konkret affaldsbehandlingssystem for shredderaffald bør den konkrete transport indgå.

På figur 8 ses det, at der var et ganske lille fald i drivhusgasbesparelse i scenarie 1d, hvor der er implementeret biologisk behandling af restfraktionen inden den gendeponeres. Forklaringen skal findes i samspillet mellem komposteringsprocessen og processerne i deponiet. Komposteringsprocessen i sig selv resulterer i små miljøbelastninger pga. gasemissioner under den biologiske nedbrydning bl.a. i form af metan og lattergas. Under komposteringsprocessen reduceres indholdet af biologisk nedbrydeligt kulstof, hvilket betyder, at en mindre mængde biogent kulstof ender på deponiet. Metan-emissioner fra deponiet falder derfor – på den anden side er der nu mindre biogent kulstof til rådighed for kulstoflagring i deponiet. Med de valgte parametre for nedbrydningsprocesser i deponiet og ved den biologiske behandling opvejer den mindskede metanproduktion ikke emissionerne ved den biologiske behandling samt den mindskede kulstoflagring i deponiet. Det skal dog understreges, at der er relativ stor usikkerhed forbundet med den anvendte modellering af deponi og biologisk behandling, og resultaterne bør tolkes med forsigtighed. Det bør ligeledes understreges, at et vigtigt formål med den biologiske behandling er, at det behandlede restprodukt kan overholde div. grænseværdier, hvilket ikke indgår i beregningerne i denne miljøvurdering.

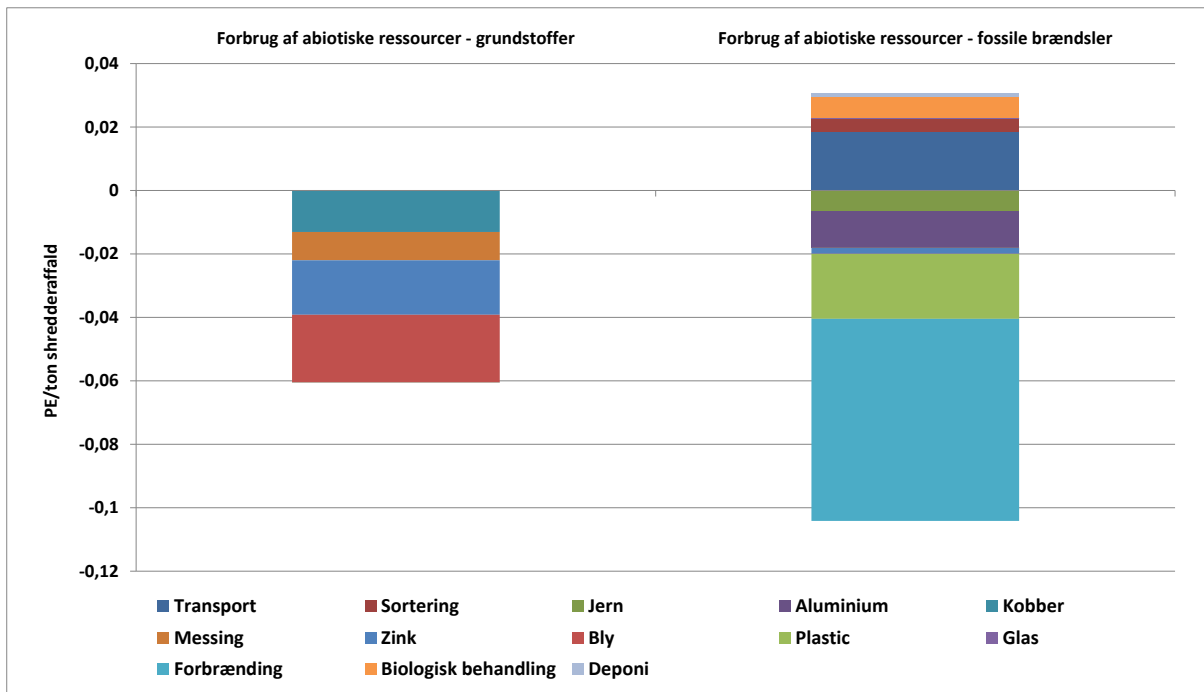
Plastgenanvendelse medfører en miljøbesparelse i drivhuseffektkategorien. Det blev antaget, at 80 % af plasten i shredderaffaldsfraktionen større end 10 mm kan udsorteres og at 40 % af det udsorterede derefter kan genanvendes, disse tal er behæftet med stor usikkerhed. Der findes på nuværende tidspunkt ingen tilgængelig viden om, hvor stor en del af plasten i deponeret shredderaffald, der kan genanvendes.

De potentielle toksiske miljøpåvirkninger i scenarie 1d er vist på figur 15. Som det ses, bidrager genanvendelse af de forskellige metaller meget uens til miljøpåvirkningskategorierne. Genanvendelse af messing bidrager med de største besparelser, hvorimod genanvendelse af zink resulterer i miljøbelastninger i tre af de toksiske miljøpåvirkningskategorier. Som beskrevet i afsnit 3.3.6 om udvælgelse af datasæt for primær produktion og genanvendelse er LCA-resultaterne ved modellering af genanvendelse meget afhængige af udvælgelsen af data samt sammensætningen af primær- og sekundærprocesser. Især mht. zink- og messinggenanvendelse var det ikke muligt at finde eksakt matchende primær- og sekundærprocesser, og resultaterne for disse metaller bør derfor tages med forbehold. Med dette in mente sammenholdt med den iboende metodiske usikkerhed mht. de toksiske miljøpåvirkningskategorier frarådes det derfor at drage konklusioner om de forskellige metoder til behandling af deponeret shredderaffald på baggrund af de toksiske miljøpåvirkningskategorier.



FIGUR 15
 POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE)/TON SHREDDERAFFALD I
 SCENARIO 1D MED METAL-, PLAST-, GLASGENANVENDELSE, FORBRÆNDING OG BIOLOGISK BEHANDLING AF
 RESTFRAKTION FORDELT PÅ DELPROCESSER.

Forbruget af abiotiske ressourcer, dvs. grundstoffer og fossile brændsler, for scenarie 1d er vist på figur 16. I begge kategorier var der miljøbesparelser i samme størrelsesorden som i kategorien af ikke-toksiske miljøpåvirkninger. Besparelsen af ressourcer i form af grundstoffer var ikke overraskende forbundet med genanvendelse af metaller, hvor bly spillede den største rolle. Det bemærkes her, at besparelsen af ressourcer ikke kun omhandler mængden af materiale, men også hvor stor denne mængde er i forhold til den tilbageblivende mængde af ressourcen. Med hensyn til besparelser af fossile brændsler var forbrænding den vigtigste proces, da forbrændingsanlægget substituerer marginale brændsler med et højt indhold af fossilt kulstof per energienhed. De resterende besparelser skyldes genanvendelse af metaller, hvor primærproduktion er mere energikrævende end genanvendelsesprocessen, som derfor resulterede i sparede ressourcer i form af fossile brændsler.



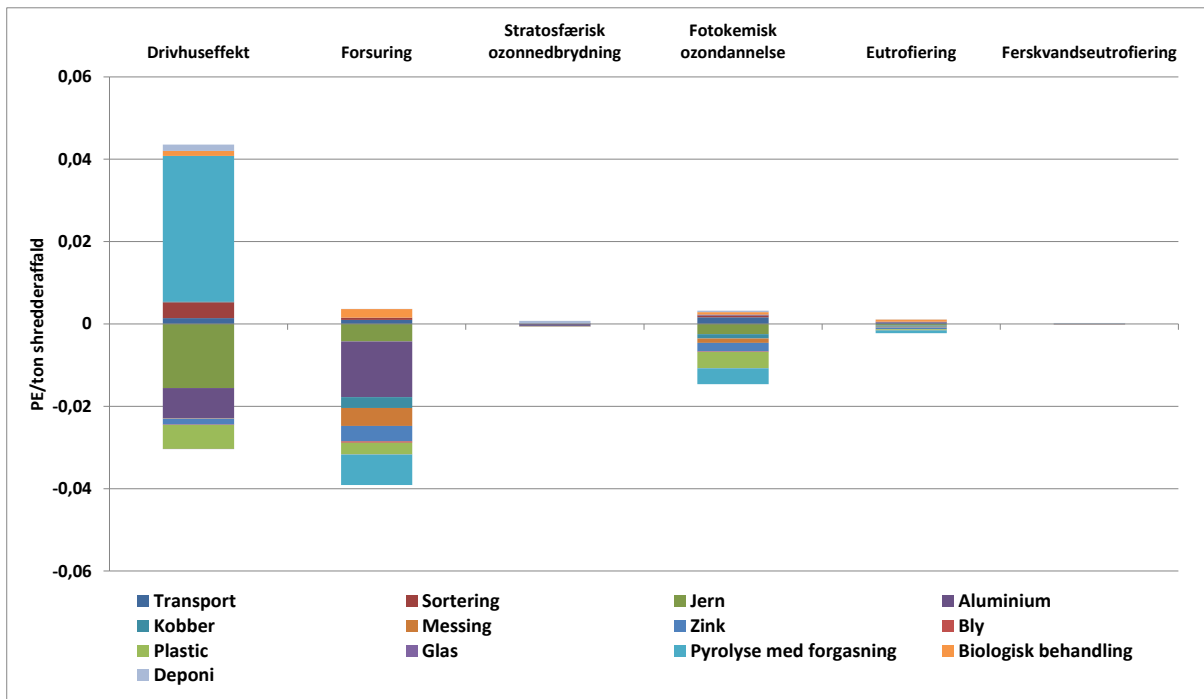
FIGUR 16
FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) I SCENARIO 1D MED METAL-, PLAST-, GLASGENANVENDELSE, FORBRÆNDING OG BIOLOGISK BEHANDLING AF RESTFRAKTION FORDELT PÅ DELPROCESSER.

4.2.3 Scenarie 2d: Genanvendelse, pyrolyse og forgasning og biologisk behandling

Figur 17 viser de forskellige delprocessers bidrag til de potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 2d, som er det scenarie med pyrolyse og forgasning, som har den mest omfattende behandling med udsortering af metaller, plast og glas og desuden biologisk behandling af restfraktioner før gen-deponering.

Udsortering af plast, glas samt den biologiske behandling af restprodukter før gen-deponering var den samme som i scenarie 1d, hvor forbrænding indgår i stedet for pyrolyse og forgasning. De potentielle miljøpåvirkninger fra disse processer er derfor underlagt de samme mekanismer som i scenarie 1d, og der henvises til afsnit 4.2.2 for en nærmere diskussion af resultaterne.

Med hensyn til udsortering af metaller fungerede den indledende sortering på samme måde som i scenarie 1d, men der sker yderligere en sortering af pyrolysekoksen, som fulgte samme princip med magnet, efterfulgt af eddy current og EMS som i den indledende sortering. I forbrændingsscenarierne sorteredes jern og aluminium fra slaggen, mens der ikke sorteredes yderligere for kobber, zink og bly. Da sorteringseffektiviteterne allerede var høje i den første sortering, f.eks. 95 % for kobber, bidrog den anden sorteringsrunde relativt mindre, selvom sorteringseffektiviteten nåede nær 100 %. Dette gjorde sig gældende for kobber, zink og bly, som i dette scenarie bidrog med op til 9 % større sorteringseffektivitet end i forbrændingsscenarierne, men da de totale mængder af disse metaller var små, var ændringerne i forhold til forbrændingsscenarierne ligeledes meget små.



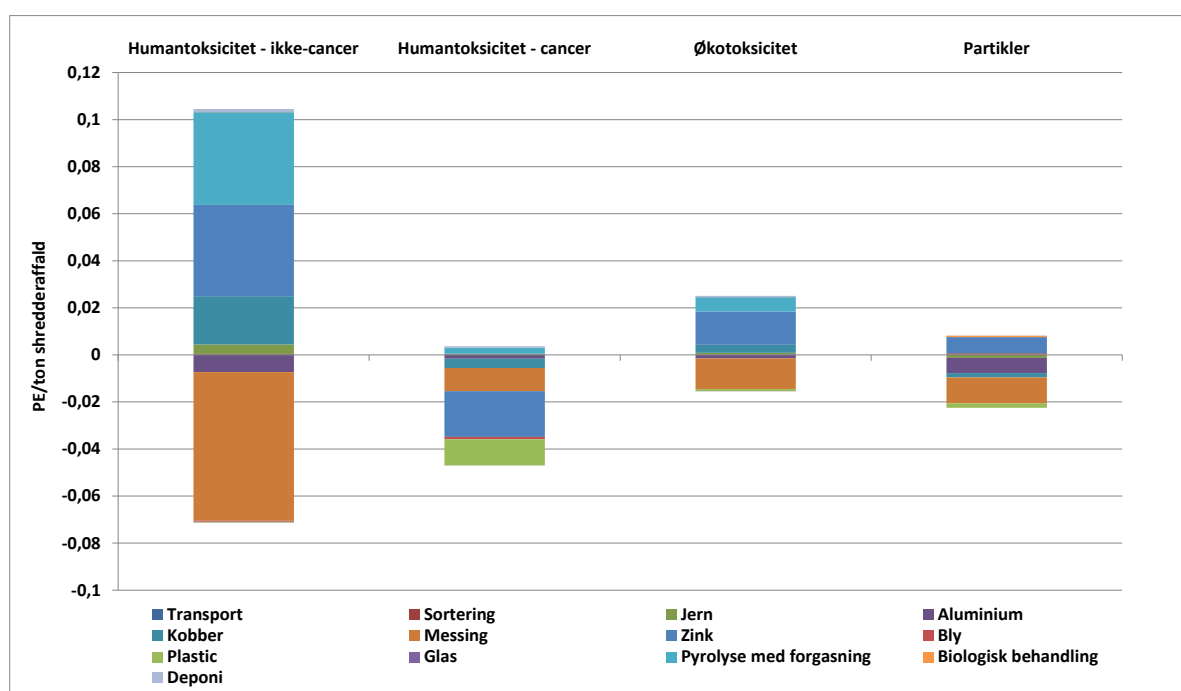
FIGUR 17
 POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE)/TON SHREDDERAFFALD I SCENARIE 2D: METAL-, PLAST-, GLASGENANVENDELSE, PYROLYSE OG FORGASNING OG BIOLOGISK BEHANDLING AF RESTFRAKTION FORDELT PÅ DELPROCESSER.

Dette var dog ikke nok til at opveje de reducerede miljøbesparelser, som skyldtes mindre værdifuld energisubstitution fra energiudnyttelse af pyrolyseprodukter og syngas end ved medforbrænding af shredderaffald i et forbrændingsanlæg. Pyrolyseprocessen modelleredes med produktion af pyrolyseogas, pyrolyseolie og pyrolysekoks, som efterfølgende blev energiudnyttet. Her formodes det, at pyrolysegasen benyttedes internt på pyrolyseanlægget til at drive dele af processen, hvorimod pyrolyseolien benyttedes i en fjernvarmekedel. Pyrolysekoksen behandlede på et forgasningsanlæg, hvorefter syngassen på samme måde som pyrolyseolien benyttedes til fjernvarmeproduktion. Denne udnyttelse af pyrolyseprodukterne er taget fra Høstgaard et al. (2012), som beskriver et tænkt kommercielt anlæg, der inkluderer pyrolyse, forgasning og fjernvarmekedel med røggasrensning i samme enhed.

Som det ses af figur 17, gav denne måde at modellere pyrolyse på ikke anledning til miljøbesparelser i kategorien drivhuseffekt. Tværtimod var der en nettomiljøbelastning på 0,036 PE/ton shredderaffald fra den samlede pyrolyseproces inklusiv energiudnyttelse. Denne miljøbelastning var langt større end den, der stammede fra deponering af restprodukter og sorteringsprocessen tilsammen. Nettobelastningen skyldtes, at emissionen af fossilt kulstof ved energiudnyttelse af pyrolyseprodukterne overskyggede miljøbesparelserne ved substitution af fjernvarme. På grund af de mange fjernvarmenet i Danmark er det ikke muligt at modellere en generel marginal dansk fjernvarme, da denne kan være vidt forskellig afhængigt af, hvilken type fjernvarmenet varmeproduktionsenheden er tilsluttet. Da det ikke var hensigten at modellere et konkret geografisk placeret pyrolyseanlæg, og det således ikke kunne fastslås, hvilken type fjernvarmenet, der ville være tale om, valgtes det i stedet for at benytte Jacobsen et al. (2013), hvor "marginal" fjernvarmeproduktion blev modelleret ud fra data for gennemsnitlig dansk fjernvarmeproduktion. Denne fjernvarmeproduktion er dog forbundet med en relativ lav drivhusgasemission, som resulterer i en tilsvarende lav substitutionsværdi, der er væsentligt mindre end værdien af forbrændingsanlæggets energisubstitution (der inkluderer elproduktion), hvilket forklarer nettobelastningen i drivhuseffekt-kategorien i forhold til forbrændingsanlæggets nettobesparelse.

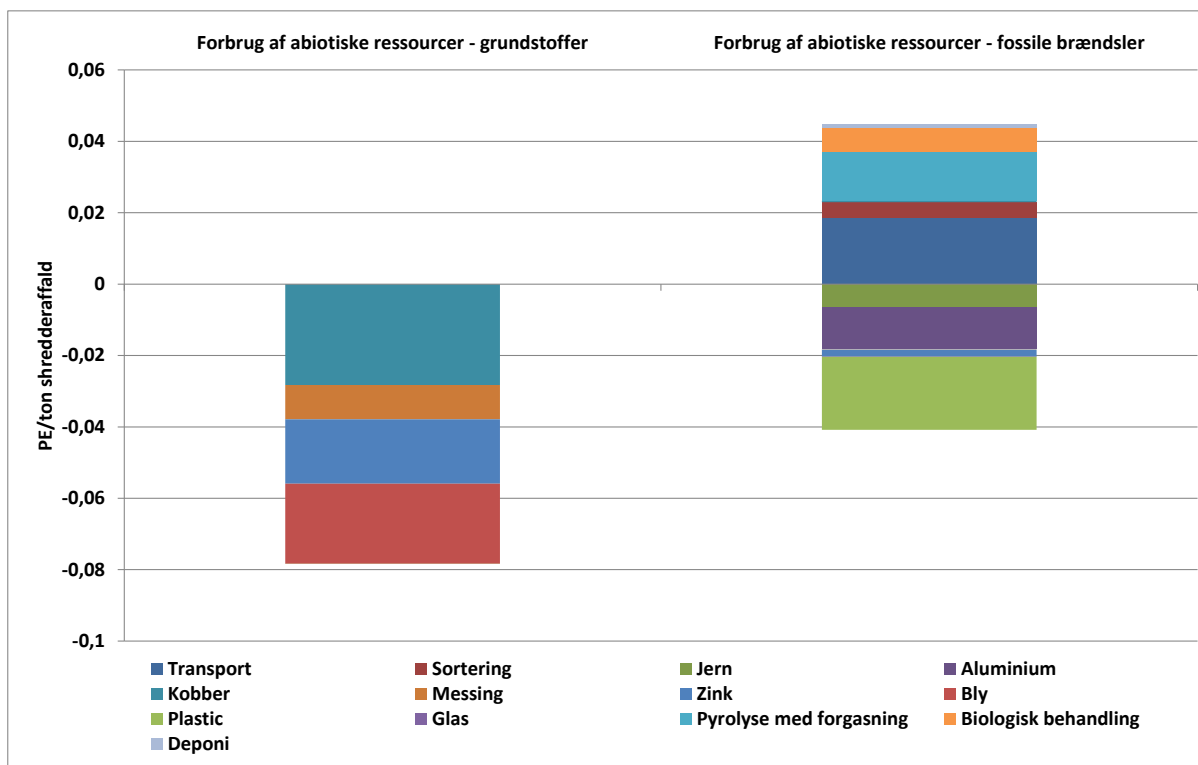
Energisubstitutionen i forbindelse med pyrolyseprocessen gav ligeledes forklaring på forskellen i drivhuseffekt-kategorien (se figur 8) mellem scenarie 1a og scenarie 1b-d i forhold til scenarie 2a og 2b-d, hvor der var en betydelig større forskel i pyrolyse-scenarierne. Det skyldes, at der i scenarie 1a og 2a kun udsorteredes metal og ikke plast. I scenarierne 2b-2d, hvor der udsorteredes plast, kom der således mindre materiale til pyrolyseprocessen, hvorved miljøbelastningerne ved energiudnyttelse af pyrolyseprodukterne reduceredes. Sammenholdt med miljøgevinsten ved plastgenanvendelse bliver forskellen mellem scenarier med og uden plastgenanvendelse derfor større end i forbrændingsscenarierne.

Figur 18 viser de potentielle toksiske miljøpåvirkninger i scenarie 2d. De væsentlige miljøbesparelser i de toksiske kategorier skyldes genanvendelsesprocesserne, som ikke er relateret til pyrolyseprocessen, og de samme bemærkninger gælder, som fremsat i afsnit 4.2.1 for de toksiske påvirkningskategorier i forbindelse med forbrændingsscenarierne. Det betyder, at resultaterne i disse miljøpåvirkningskategorier ikke bør lægges til grund for konklusioner om pyrolysescenariernes potentielle miljøpåvirkninger.



FIGUR 18
 POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) I SCENARIO 2D: METAL-, PLAST-, GLASGENANVENDELSE, PYROLYSE OG FORGASNING OG BIOLOGISK BEHANDLING AF RESTFRAKTION FORDELT PÅ DELPROCESSER.

Forbruget af abiotiske ressourcer i pyrolysescenarie 2d kan findes på figur 19. Forbruget af abiotiske ressourcer i form af grundstoffer var det samme som i forbrændingsscenarierne, da det skyldtes genanvendelse af metaller, som var næsten ens i scenarierne. Ressourcebesparelserne af fossile brændsler knyttede sig ligeledes til undgået energiforbrug ved undgået primærproduktion af metaller og plast, men som for de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier var der en besparelse ved forbrændingsanlæggets energisubstitution i modsætning til en miljøbelastning i pyrolysescenarierne.



FIGUR 19
FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) I SCENARIO 2D: METAL-, PLAST-, GLASGENANVENDELSE, PYROLYSE OG FORGASNING OG BIOLOGISK BEHANDLING AF RESTFRAKTION FORDELT PÅ DELPROCESSER.

4.2.4 Konklusioner mht. potentielle miljøpåvirkninger fordelt på processer

- I Scenarie 0, referencescenariet med fortsat deponering af shredderaffald, var gasemission af metan den mest betydende faktor i de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier. I de toksiske kategorier var det derimod udsivning af perkolat fra deponiet, som var eneste årsag til nettomiljøbelastningerne i disse kategorier.
- I Scenarie 1d med metal, plast, glasgenanvendelse samt forbrænding og biologisk behandling af restprodukter udgjordes de største besparelser i kategorien drivhuseffekt af jern- og aluminiumgenanvendelse samt forbrænding på hhv. -0,015, -0,007 og -0,028 PE/ton shredderaffald svarende til -116, -54 og -216 kg CO₂-ækvivalenter/ton shredderaffald. Dette mønster gik igen i de resterende ikke-toksiske påvirkningskategorier.
- Genanvendelse af kobber, zink og bly gav mindre miljøbesparelser i de ikke-toksiske kategorier end de andre metaller pga. mindre forekomst i shredderaffaldet samt at disse metaller giver anledning til mindre besparelser per ton end aluminium.
- Plastgenanvendelse resulterede ligeledes i miljøbesparelser i de ikke-toksiske kategorier, men de var mindre end for jern- og aluminiumgenanvendelse. Glasgenanvendelse var uden betydning pga. de meget små mængder af glas i shredderaffaldet, og den lille miljøbesparelse per ton materiale ved genanvendelse af denne fraktion.
- Med de anvendte parametre for biologisk behandling inden gen-deponering sammenholdt med parametrene anvendt ved modellering af deponering uden biologisk behandling var der et ganske lille fald i miljøbesparelsen mht. drivhuseffekt. Det skyldtes, at den mindskede metanproduktion fra deponiet ikke opvejede emissionerne ved den biologiske behandling samt den mindskede kulstoflagring i deponiet.

- På grund af datausikkerhed samt den iboende metodiske usikkerhed mht. at kvantificere de potentielle miljøpåvirkninger i de toksiske miljøpåvirkningskategorier, frarådes det at drage konklusioner om de forskellige metoder til behandling af deponeret shredderaffald på baggrund af disse påvirkningskategorier.
- Forbruget af abiotiske ressourcer i form af grundstoffer påvirkedes især af ressourcebesparelser af metaller. For ressourcer i form af fossile brændsler skyldtes besparelserne ligeledes undgået brug af energi til primærproduktion af metaller og plast samt energisubstitutionen ved forbrænding.
- Sammenligningen mellem forbrænding og pyrolyse faldt ud til forbrændingens fordel. I scenarier med pyrolyse og energiudnyttelse af pyrolyseprodukterne var der en direkte miljøbelastning fra disse processer i de ikke-toksiske påvirkningskategorier. Dette skyldtes at emissionen af fossilt kulstof var større end substitutionsværdien, der i dette tilfælde udelukkende bestod af undgået fjernvarmeproduktion.

5. Følsomhedsanalyser

For at undersøge miljøvurderingens robusthed overfor ændringer af forudsætninger, blev der udført et antal følsomhedsanalyser. Det vigtigste resultat, der følger af følsomhedsanalyser, er at kunne dokumentere om scenarier bytter rangorden ved ændringer af forudsætninger – er det ikke tilfældet siges miljøvurderingen at være robust over for ændringer af denne parameter. Selv om scenarierne ikke bytter rang, kan følsomhedsanalyserne alligevel benyttes, f.eks. til at vurdere mulighederne for at optimere de enkelte scenariers miljøprofil.

Følsomhedsanalyserne blev udvalgt på baggrund af resultaterne i kapitel 4, især resultaterne hvor de potentielle miljøpåvirkninger i scenarierne blev opdelt på processer, sammenholdt med beskrivelserne af livscyklusopgørelserne i kapitel 3. Der blev udvalgt følgende 12 følsomhedsanalyser:

- Affaldssammensætning – variation af indhold af jern og aluminium
- Kvalitet af jern og aluminium - variation af oxideringsgrad
- Genanvendelser af plast – variation af kvalitet af plast
- Sortering af jern og aluminium - variation af sorteringseffektiviteter
- Sortering af samtlige metaller med lavere sorteringseffektivitet
- Variation af effektivitet af energiudnyttelse på forbrændingsanlæg
- Variation af transportafstand
- Pyrolyse – energiudnyttelse til elproduktion i stedet for varmeproduktion
- Placering af pyrolyseprocessen i behandlingssystemet – før sorteringsanlægget i stedet for efter
- Implementering af gasopsamling på deponi og brug af gas til energiproduktion
- Gas som brændsel for marginal elproduktion i stedet for kul
- Naturgasfyr som marginal varmeproduktion i stedet for gennemsnitlig dansk fjernvarme

I det følgende begrundes udvælgelsen af de forskellige følsomhedsanalyser.

5.1 Udvalgelse af følsomhedsanalyser

Følsomhedsanalyserne falder i forskellige kategorier. De første tre drejer sig om mængden af genanvendelige materialefraktioner samt kvaliteten af disse fraktioner i shredderaffaldet.

Metalgenanvendelse i form af jern og aluminium spiller en væsentlig rolle for størrelsen af miljøbesparelser, men på samme tid fremgår det af beskrivelsen af datagrundlaget for affaldssammensæt-

ningen, at der er relativ stor usikkerhed om metalindholdet i deponeret shredderaffald, især i størrelsesfraktionen >10 mm. Det blev derfor valgt at udføre en følsomhedsanalyse med hhv. større og mindre forekomst af jern og aluminium i denne størrelsesfraktion af shredderaffaldet. På baggrund af tabel 3 i kapitel 3, som angiver intervaller for forekomst af metaller (og andre materialefraktioner), blev der konstrueret en affaldssammensætning med hhv. størst og mindst mulige indhold af jern og aluminium. De resterende materialefraktioner blev normeret, således at fordelingen af materialefraktionerne tilsammen udgjorde 100 %.

En anden parameter, der har væsentlig betydning for miljøvurderingens resultater, er oxideringsgraden af metaller i affaldet, idet oxiderede metaller ikke regnes for genanvendelige. Da der samtidig er stor usikkerhed om oxidering af metaller i deponeret shredderaffald, blev det valgt at udføre en følsomhedsanalyse, som tog udgangspunkt i de anvendte oxideringsgrader vist i tabel 5 i kapitel 3. Af tabellen ses det, at jern og aluminium antages at være 50 % oxideret i størrelsesfraktionen 4-10 mm (oxidationsgraden i fraktionerne <4 mm spiller en mindre rolle, da der ikke modelleres udsortering af metal til genanvendelse fra disse fraktioner). I fraktionen >10 mm antages 20 % af jern og 9 % af aluminium at være oxideret. Tallene for fraktionen >10 mm bygger - i mangel af målte data - på et relativt spinkelt grundlag. På lignende måde som med hensyn til metalindholdet blev der derfor udført en følsomhedsanalyse med hhv. højere og lavere oxideringsgrader for jern og aluminium.

En tredje følsomhedsanalyse, som omhandler kvaliteten af materialefraktioner, fokuserede på kvaliteten af det udsorterede plast til genanvendelse. Der findes ingen data til rådighed om kvaliteten af plast udsorteret fra dansk deponeret shredderaffald (Hansen et al., 2012). Det er i hovedscenarierne arbitrært antaget, at 40 % af den udsorterede plast har en kvalitet, der tillader genanvendelse som substituerer plast af høj lødighed. Ved en sorteringseffektivitet på 80 % giver det tilsammen en genanvendelse på 32 % af plastindholdet i deponeret shredderaffald. En lavere kvalitet end den benyttede i hovedscenarierne antages for mest sandsynlig, men i mangel på data udførtes en følsomhedsanalyse med hhv. lavere og højere kvalitet.

De næste følsomhedsanalyser omhandler sorteringseffektivitet for metaller på sorteringsanlægget. Sorteringseffektiviteterne på shredderanlæggene, som benyttes i dette projekt, stammer til stor del fra projektet om karakterisering og sortering af dansk deponeret shredderaffald (Hansen et al., 2012). Der blev benyttet sorteringseffektiviteter for jern og aluminium på hhv. 94 og 92 %. For de resterende metaller anvendtes sorteringseffektiviteter på mellem 92 og 95 %. Disse tal må anses for høje, især da det drejer sig om deponeret shredderaffald, hvor indflydelsen af opholdet i deponiet på materialets håndterbarhed er mindre velundersøgt. Der blev derfor udført to følsomhedsanalyser med lavere sorteringseffektivitet, hvorimod det ikke blev anset for nødvendigt at undersøge effekten af at forhøje effektiviteterne yderligere.

Forbrændingsanlægget spillede en relativ stor rolle i miljøvurderingen. Erfaringsmæssigt har energisubstitutionen en afgørende indflydelse på forbrændingsanlæggets miljøprofil, hvilket også er tilfældet i dette projekt. Energisubstitutionen er direkte afhængig af energieffektiviteten på forbrændingsanlægget. I hovedscenarierne blev nettoenergieffektiviteten sat til 22 % for el- og 73 % for varmeproduktionen baseret på overvejelser som beskrevet i afsnit 3.2.2. Energistyrelsen (2012) angiver den maksimale nettoenergieffektivitet på et forbrændingsanlæg i 2020 som 26 % for elproduktion med en samlet energieffektivitet på 97 % svarende til en varmeeffektivitet på 71 %; disse værdier er derfor benyttet i følsomhedsanalysen.

For at styrke miljøvurderingens generelle anvendelighed blev der ikke modelleret behandlingssystemer beliggende i konkrete geografiske områder. For at få en ide om transportens potentielle betydning blev der modelleret et transportarbejde på 100 km/ton i alle scenarier undtagen referencescenariet som ikke inkluderede nogen aktivitet. Dette transportarbejde viste sig betydningsløst i forhold til miljøpåvirkningerne ved genanvendelse og energiudnyttelse. Der blev derfor udført en

følsomhedsanalyse, som viste hvor meget transportarbejde der kan udføres, før de miljømæssige fordele ved genanvendelse af deponeret shredderaffald forsvinder.

De følgende tre følsomhedsanalyser fokuserer på muligheden for at udbygge behandlingssystemerne med anvendelse af andre teknologier; i dette tilfælde at udbygge pyrolysesystemet med elproduktion og at implementere gasopsamling på affaldsdeponiet, samt ændre rækkefølgen af teknologierne ved at placere pyrolysen før sorteringsanlægget. Udnyttelse af pyrolyseprodukterne udelukkende til varmfremstilling blev valgt på baggrund af Høstgaard et al. (2012). Det formodes, at elproduktion fra pyrolysesystemet, som substituerer marginal elproduktion, vil være en miljømæssigt set bedre løsning. Der er dog ikke i nærværende projekt udført en egentlig analyse af, om det er teknisk og praktisk muligt at fremstille el fra pyrolyseprodukterne. Følsomhedsanalysen skal derfor ses som en indikation på miljøpåvirkningerne, ifald en alternativ teknisk løsning kan implementeres. Det vil ligeledes være en mulighed at placere pyrolyseprocessen før sorteringsanlægget, således at metal-sorteringen sker fra pyrolysekoksen. Dette vil med stor sandsynligvis lette separeringen af metaller fra andre materialefraktioner, således at høje sorteringseffektiviteter kan opnås. På den anden side vil der blive en noget større og mere heterogen sammensat mængde shredderaffald, der skal behandles med pyrolyseteknologien. I denne følsomhedsanalyse blev den ændrede placering af pyrolyseprocessen sammenlignet med forbrændingsscenariet med antagelse af den laveste sorteringseffektivitet for at sammenligne yderpunkterne af de to teknologier. Resultaterne i kapitel 4 viste, at metanemission fra deponiet, sammen med kulstoflagring, var en afgørende faktor for deponiets miljøprofil i miljøpåvirkningskategorien ”drivhuseffekt”. Det vil derfor være en mulighed at opsamle metanen og benytte den til energiproduktion, som det allerede sker på lossepladser, der indeholder husholdningsaffald. Opsamlingen blev modelleret med 80 % effektivitet og med anvendelse af gassen i en gasmotor til el og varmeproduktion.

De sidste to følsomhedsanalyser ser på ændringer i modellering af det bagvedliggende energisystem i form af antagelser om teknologier, som benyttes til fremstilling af hhv. marginal elektricitet og varme. I hovedscenariet blev alle processer og teknologier modelleret med kulbaseret marginal elektricitet med en høj emissionskoefficient på 0,96 kg CO₂-ækvivalenter/kWh. Det er normal kutyme i forbindelse med livscyklusvurderinger at teste konsekvensen af denne antagelse om den marginale elektricitet ved at modellere systemerne med gasbaseret elektricitet i stedet (se f.eks. European Commission, 2011). Der blev valgt en teknologi fra Ecoinvent-databasen (Ecoinvent, 2013) med en emissionsfaktor på 0,60 kg CO₂-ækvivalenter/kWh til denne følsomhedsanalyse. Mht. marginal fjernvarmeproduktion er det derimod vanskeligt at angive en generel teknologi, da den er afhængig af udformningen af det lokale fjernvarmenet. I hovedscenariet blev der derfor valgt en teknologi, som bygger på den gennemsnitlige danske fjernvarmeproduktion. Ved udbygning af fjernvarmenettet kan den marginale teknologi dog med relativ stor sandsynlighed være naturgasfyrt i en-familieboliger, som dermed udgør den marginale varmeproduktion i den sidste følsomhedsanalyse.

I tabel 22 vises en oversigt over de udførte følsomhedsanalyser og de ændringerne, der blev foretaget i forhold til de oprindelige værdier i hovedscenariet.

TABEL 22
FØLSOMHEDSANALYSER OG ÆNDRINGER I FORHOLD TIL MODELLERINGEN I HOVEDSCENARIERNE.

Følsomhedsanalyser	Modellering i hovedscenarier	Ændringer i forhold til hovedscenarier
Affaldssammensætning	Jernindhold i fraktionen >10 mm: 6,3 % Aluminiumindhold i fraktionen >10 mm: 0,7 %	Jernindhold: minimum 2,5 % maksimum 10 % Aluminiumindhold: minimum 0,3 % maksimum 1,1 %
Kvalitet af jern - oxideringsgrad	Oxideringsgrad for jern: 20 % i >10 mm fraktion, 50 % i 4-10 mm fraktion	Oxideringsgrad for jern: minimum 10 % i fraktionen >10 mm og maksimum 30 %. Minimum 25 % og maksimum 75 % i fraktionen 4-10 mm.
Kvalitet af plast	40 % af det udsorterede er genanvendeligt	Genanvendelig plast: minimum 20 % maksimum 60 %
Sorteringseffektivitet for jern og aluminium	Jern: 94 % Aluminium: 92 %	Jern: 84 % Aluminium: 82 %
Sorteringseffektivitet for samtlige metaller	Jern: 94 % Aluminium: 92 % Kobber: 95 % Messing: 92 % Bly: 95 % Zink: 95 %	Alle metaller: 66 %
Effektivitet af energiudnyttelse på forbrændingsanlæg	Elproduktion: 22 % Varmeproduktion: 73 %	Elproduktion: minimum 18 % med varmereproduktion på 79 %. Elproduktion: maksimum 26 % med varmereproduktion på 71 %.
Ændrede transportafstand	100 km per ton	Beregning af maksimal transportafstand, hvor scenarier med affaldsforbrænding giver anledning til miljøbesparelser.
Pyrolyse – energiudnyttelse til elproduktion	Energiudnyttelse (80 % effektivitet) udelukkende til fjernvarme	Syngas forbrændes i gasmotor med 37 % el- og 43 % varmereffektivitet
Placering af pyrolyseproces i behandlingssystemet	Efter sorteringsanlæg	Før sorteringsanlæg
Opsamling af gas på deponi til energiproduktion	Gassen opsamles ikke.	80 % af gassen opsamles og forbrændes i en gasmotor med 37 % el- og 43 % varmereffektivitet.
Gas som brændsel for marginal elproduktion	Marginal el produceres ved kondensdrift hovedsagelig med kul som brændsel (emissionsfaktor: 0,96 kg CO ₂ -ækvivalenter/kWh)	Der benyttes en "Electricity, natural gas at power plant" fra Ecoinvent-databasen (emissionsfaktor: 0,60 kg CO ₂ -ækvivalenter/kWh)
Naturgasfyrt som marginal varmereproduktion	Varmeproduktion modelleret som gennemsnitlig dansk fjernvarme (emissionsfaktor: 0,156 kg CO ₂ -ækvivalenter/kWh)	Der benyttes en "Heat, natural gas at boiler" fra Ecoinvent-databasen (emissionsfaktor: 0,294 kg CO ₂ -ækvivalenter/kWh)

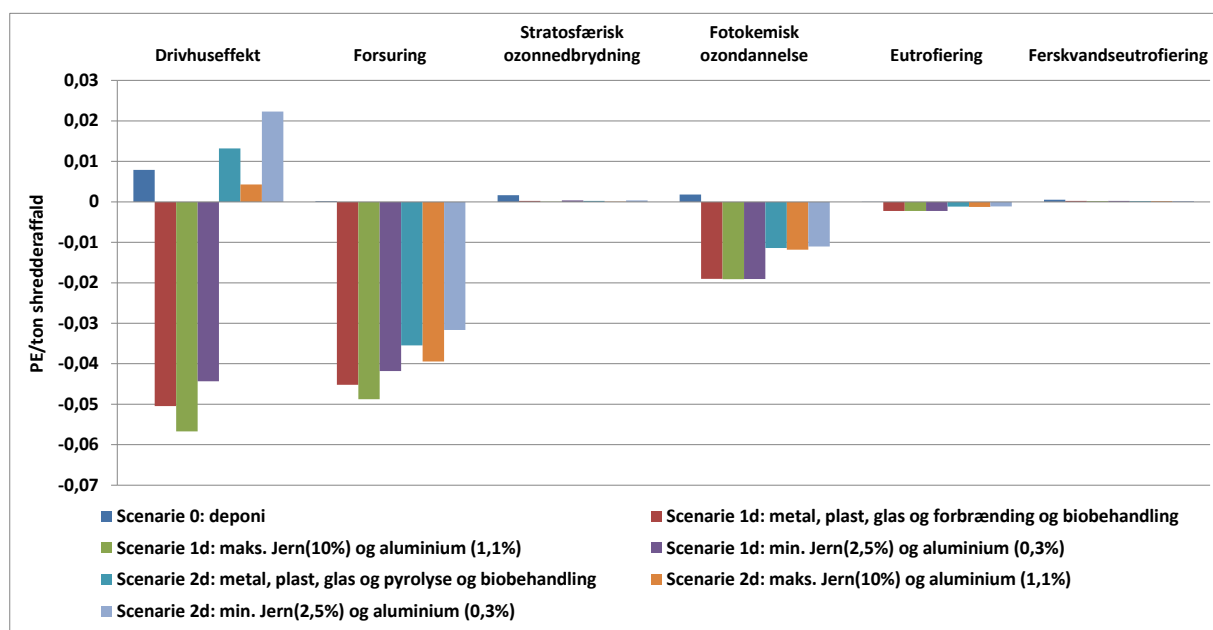
5.2 Resultater af følsomhedsanalyser

I afsnit 5.2.1 til 5.2.10 præsenteres resultaterne af følsomhedsanalyserne. I samtlige følsomhedsanalyser vises referencescenariet (fortsat deponering uden behandling af shredderaffaldet) samt scenarie 1d og 2d, dvs. scenarierne indeholdende metal-, plast- og glasgenanvendelse og biologisk behandling i forbindelse med hhv. forbrænding og pyrolyse.

5.2.1 Affaldssammensætning – variation af indhold af jern og aluminium

Jernindholdet i størrelsesfraktionen >10 mm udgør mellem 2,5 og 10 % af den samlede affaldsmængde (tabel 3 i afsnit 3.2.1). For aluminium ligger intervallet mellem 0,3 og 1,1 % af affaldsmængden i størrelsesfraktionen >10 mm. Der blev derfor modelleret et maksimumsscenario og et minimumsscenario hvor yderpunkterne af disse intervaller indgik.

Figur 20 viser de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved antagelse af, at shredderaffaldet indeholder hhv. højere eller lavere mængder af jern og aluminium end i hovedscenarierne. Der er trade-offs i denne følsomhedsanalyse, idet ændringer i metalindhold resulterer i ændringer i affaldets indhold af forbrændingseget materiale per ton affald. Disse trade-offs er dog af mindre betydning, hvorfor øget metalindhold i shredderaffaldet, og derved øget genanvendelse, som forventet gav anledning til øgede miljøbesparelser i scenarie 1d (genanvendelse, biologisk behandling og forbrænding). I scenarie 2d (genanvendelse, biologisk behandling og pyrolyse) gav øget metalindhold på samme måde anledning til miljøforbedringer i form af mindskede miljøpåvirkninger. Dette mønster var tydeligst i miljøpåvirkningskategorierne ”drivhuseffekt” og ”forsuring”, men gjaldt også for de resterende ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier.

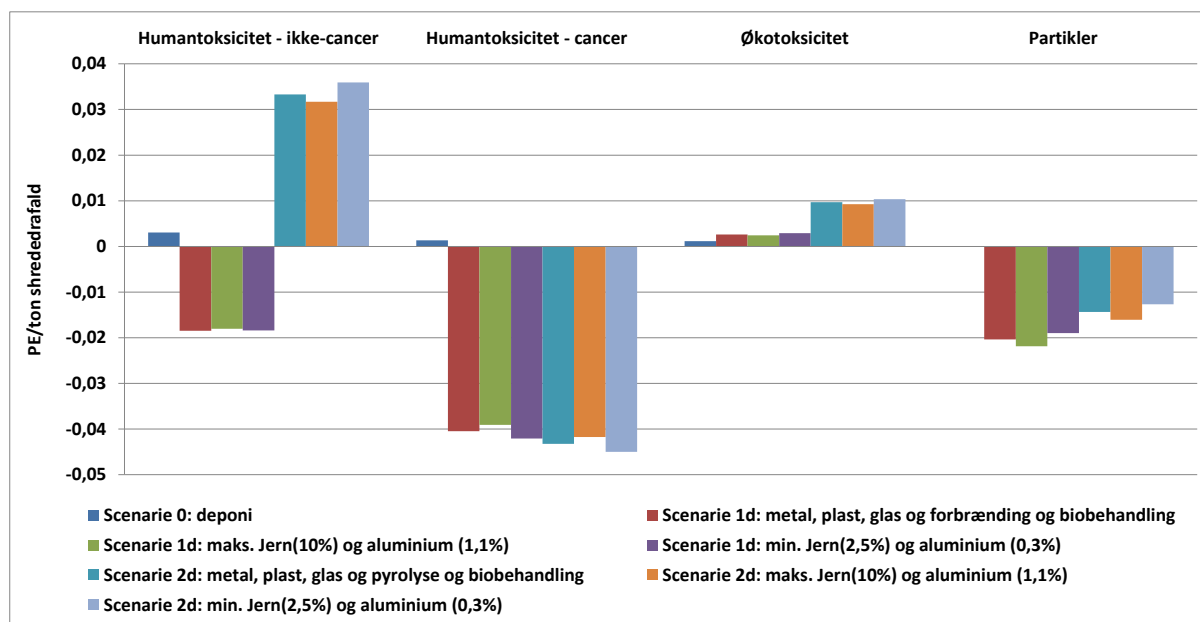


FIGUR 20
TOTALE POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED ANTAGELSE AF HHV. HØJT OG LAVT INDHOLD AF JERN OG ALUMINIUM.

De toksiske miljøpåvirkningskategorier er vist på figur 21. Det ses, at miljøpåvirkningerne i de toksiske kategorier følger det samme mønster, idet miljøbesparelserne bliver større ved antagelse af øget jern- og aluminiumindhold og mindre ved antagelse af mindre jern- og aluminiumindhold i affaldet.

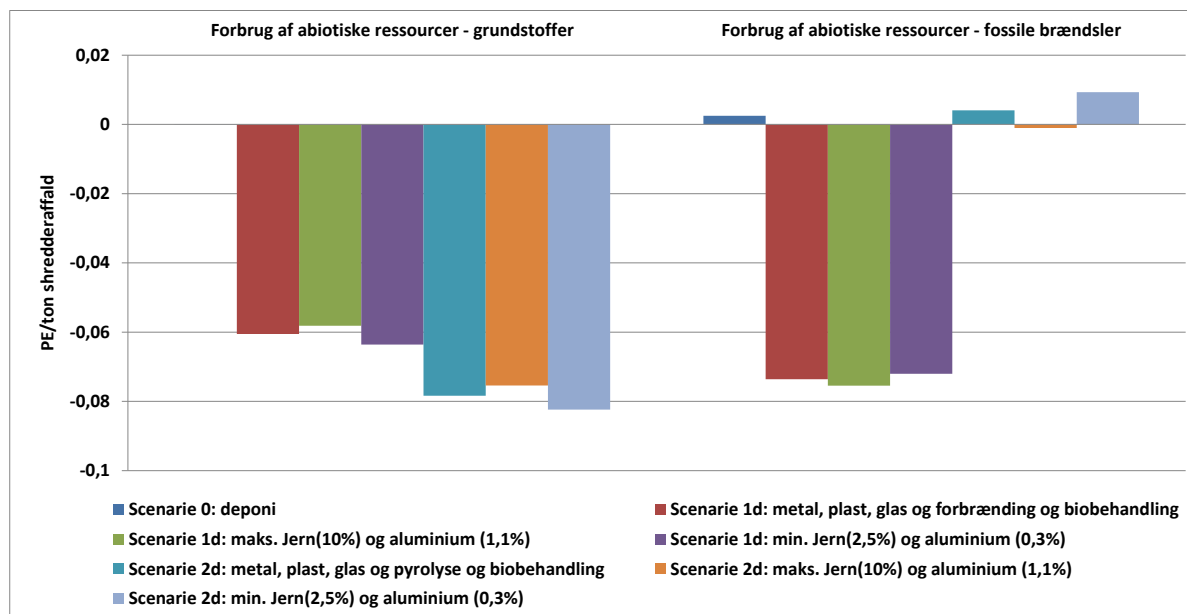
Som beskrevet i afsnit 2.5 og afsnit 4.1 tillægges de toksiske miljøpåvirkningskategorier mindre betydning end de ikke-toksiske pga. den betydelige usikkerhed forbundet med beregningen af disse typer miljøpåvirkninger. På den baggrund vises resultater for de toksiske miljøpåvirkningskatego-

rier ikke i de resterende følsomhedsanalyser, ligesom de heller ikke indgår i vurderingen af miljøvurderingens robusthed over for ændringer af parametre.



FIGUR 21
TOTALE POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED ANTAGELSE AF HHV. HØJT OG LAVT INDHOLD AF JERN OG ALUMINIUM.

Figur 22 viser forbruget af abiotiske ressourcer under forudsætning af ændret jern- og aluminiumindhold i shredderaffaldet og dermed ændring af genanvendelsen af disse metaller. Zink indgår i forbruget af grundstoffer i samme størrelsesorden som bly og kobber. Det er værd at bemærke, at jern- og aluminiumgenanvendelse kun indgår i ubetydelig grad, da ressourcerne af disse metaller ikke er begrænsede i samme grad som de førnævnte. Forbruget af abiotiske ressourcer i form af grundstoffer påvirkes derfor meget lidt af ændringerne i de forskellige følsomhedsanalyser. Dette er ligeledes tilfældet for forbrug af fossile brændsler i de følsomhedsanalyser, hvor ændringerne ikke inkluderer energirelaterede forhold. I disse følsomhedsanalyser vises forbrug af abiotiske ressourcer ikke.



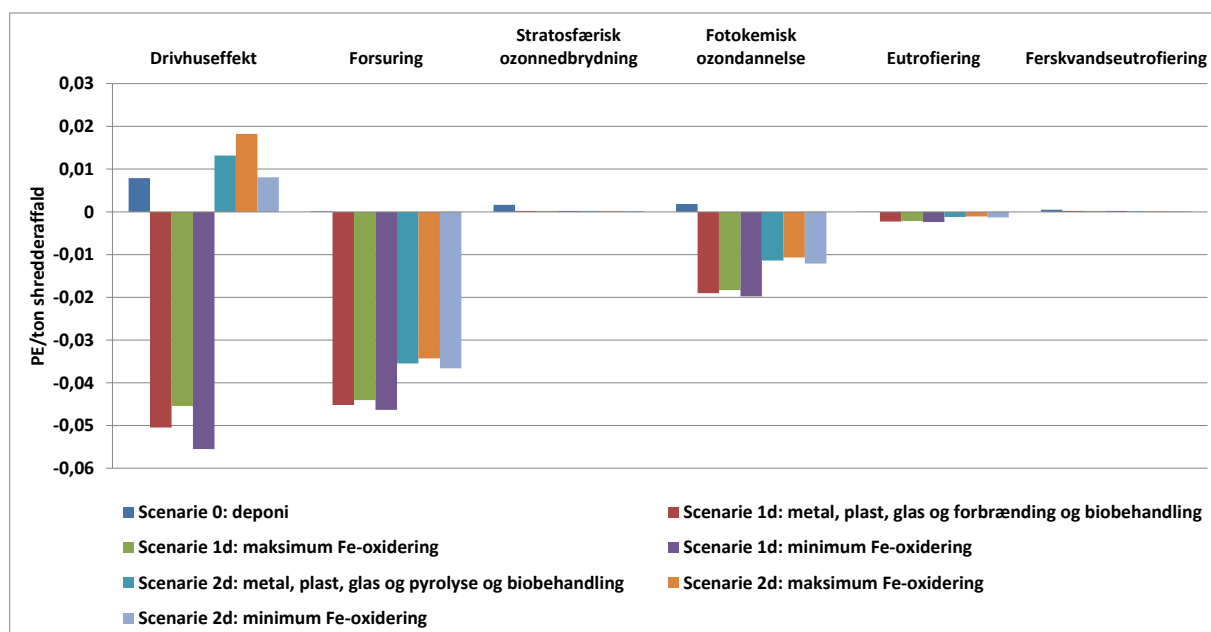
FIGUR 22
DET TOTALE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED ANTAGELSE AF HHV. HØJT OG LAVT INDHOLD AF JERN OG ALUMINIUM.

På baggrund af figur 20 og 22 (de toksiske påvirkningskategorier vist på figur 21 udelades) kan miljøvurderingens robusthed med hensyn til antagelser om affaldets indhold af jern og aluminium vurderes. Den overordnede rangorden mellem referencescenariet (Scenarie 0: fortsat deponering), scenarie 1d med forbrænding og scenarie 2d med pyrolyse er uforandret, idet scenarie 1d udviser de største miljøbesparelser og scenarie 2d de største miljøbelastninger efterfulgt af referencescenariet uanset antagelserne om jern og aluminiumindhold i affaldet. Det samme resultat ses mht. forbrug af abiotiske ressourcer. Miljøvurderingen er derfor robust overfor ændringer af antagelser om affaldets jern- og aluminiumindhold.

5.2.2 Kvalitet af jern – variation af oxideringsgrad

Denne følsomhedsanalyse er parallel til den forudgående, idet ændringer i jerns oxideringsgrad resulterer i proportionale ændringer af mængden, der går til genanvendelsen af denne materialefraktion. I dette tilfælde er der dog ikke tale om trade-offs i forhold til energiudnyttelse af andre materialefraktioner, da den samlede mængde af jern, oxideret samt ikke-oxideret, forbliver konstant.

På figur 23 ses de ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved forskellige jernoxideringsgrader. Der er tale om en variation fra maksimal oxidation på 30 % i størrelsesfraktionen >10 mm og på 75 % i størrelsesfraktionen 4-10 mm til en minimumsoxideringsgrad på hhv. 10 % og 25 % i disse størrelsesfraktioner.



FIGUR 23
 TOTALE POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED ANTAGELSE AF HHV. HØJ OG LAV OXIDERINGSGRAD AF JERN.

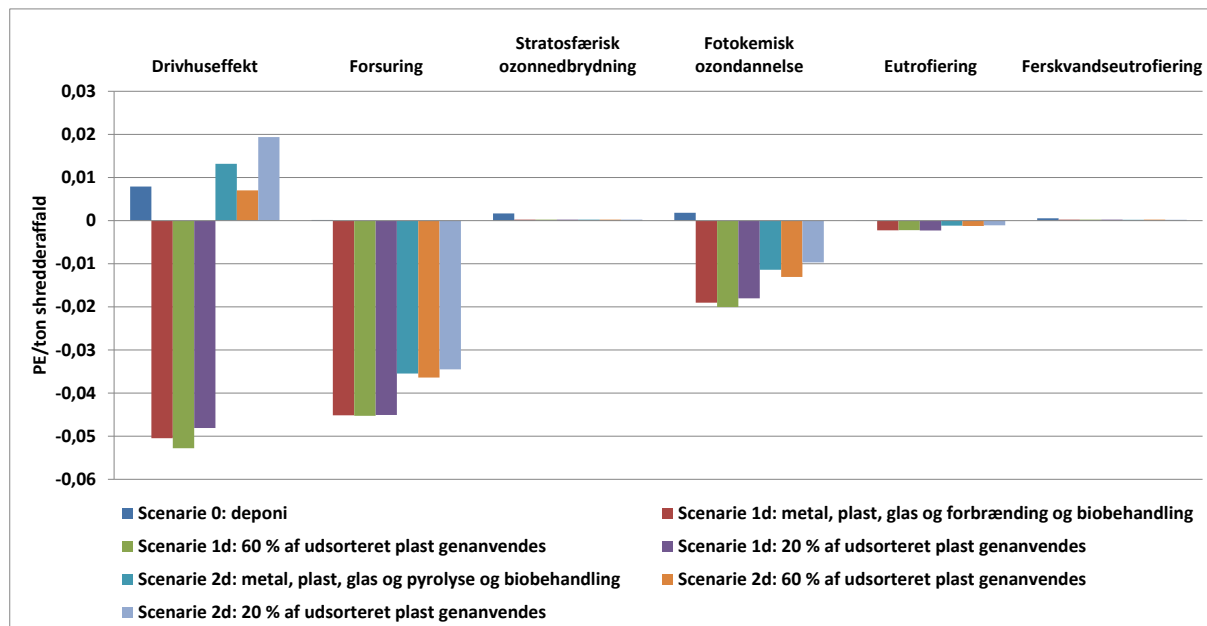
Som forventet resulterer større oxidation af jern i, at der genanvendes mindre jern, og at miljøbesparelserne bliver tilsvarende mindre. I tilfælde af mindre oxidationsgrad end i hovedscenarierne bliver mængden af jern til genanvendelse større og dermed også miljøbesparelserne. Som det var tilfældet med hensyn til ændringer af metalmængden i affaldet leder ændringer i oxidationsgrad dog ikke til ændringer af scenariernes rangorden, og miljøvurderingen er derfor robust over for ændringer af antagelser om oxideringsgraden af jern i deponeret shredderaffald.

5.2.3 Kvalitet af plast til genanvendelse

I hvor høj grad plast udsorteret fra deponeret shredderaffald kan genanvendes, er ikke veldokumenteret. I hovedscenarierne blev det antaget, at 40 % af det udsorterede plast var af en kvalitet, der tillod genanvendelse. Muligheden for genanvendelse vil være afhængig af plasttyper og renhed af

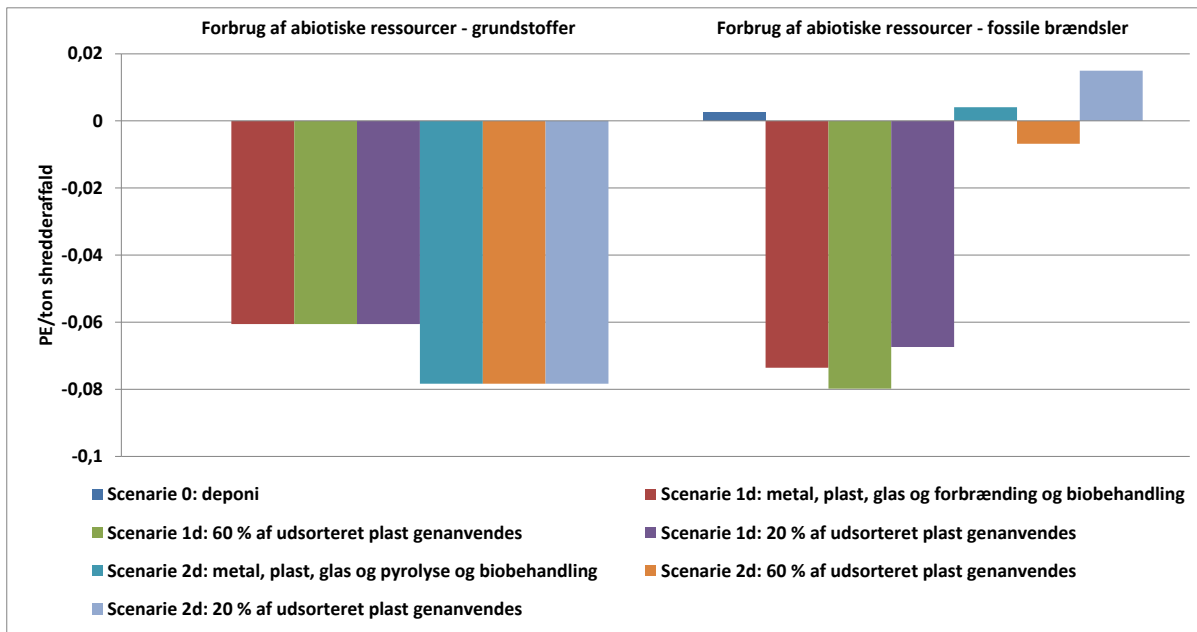
den udsorterede plast, som ikke kendes i detaljer, og der blev derfor udført to følsomhedsanalyser, hvor hhv. 60 % og 20 % antoges at kunne genanvendes.

Figur 24 viser de ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved variation af kvaliteten af udsorteret plast. I denne følsomhedsanalyse var der basis for en væsentlig trade-off mellem genanvendelse og energiudnyttelse pga. plast' egenskab som brændsel med høj brændværdi. Ved øget udsortering af plast til genanvendelse falder mængden af plast, der ender i forbrændingsanlægget eller pyrolyseanlægget, hvorved energisubstitutionen bliver mindre. Som det ses af figuren, var miljøbesparelsen større ved antagelse af, at 60 % af det udsorterede plast kan genanvendes end i hovedscenariet med 40 % genanvendelse, hvilket fortolkes som, at genanvendelse af plast i dette affaldssystem giver anledning til større miljøbesparelser end energiudnyttelse.



FIGUR 24
TOTALE POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED ANTAGELSE AF HHV. HØJ OG LAV KVALITET AF UDSORTERET PLAST.

Da denne følsomhedsanalyse involverer energiforhold, vises tillige forbruget af abiotiske ressourcer (figur 25). Plastgenanvendelse har praktisk taget ingen indflydelse på forbruget af grundstoffer, men der var en lille indflydelse på forbruget af fossile brændsler. Det resulterede i, at pyrolysescenariet 2d ved antagelse af, at 60 % af den udsorterede plast kan genanvendes, havde et mindre forbrug af fossile brændsler end referencescenariet. Det skal understreges, at der var tale om en meget lille effekt.



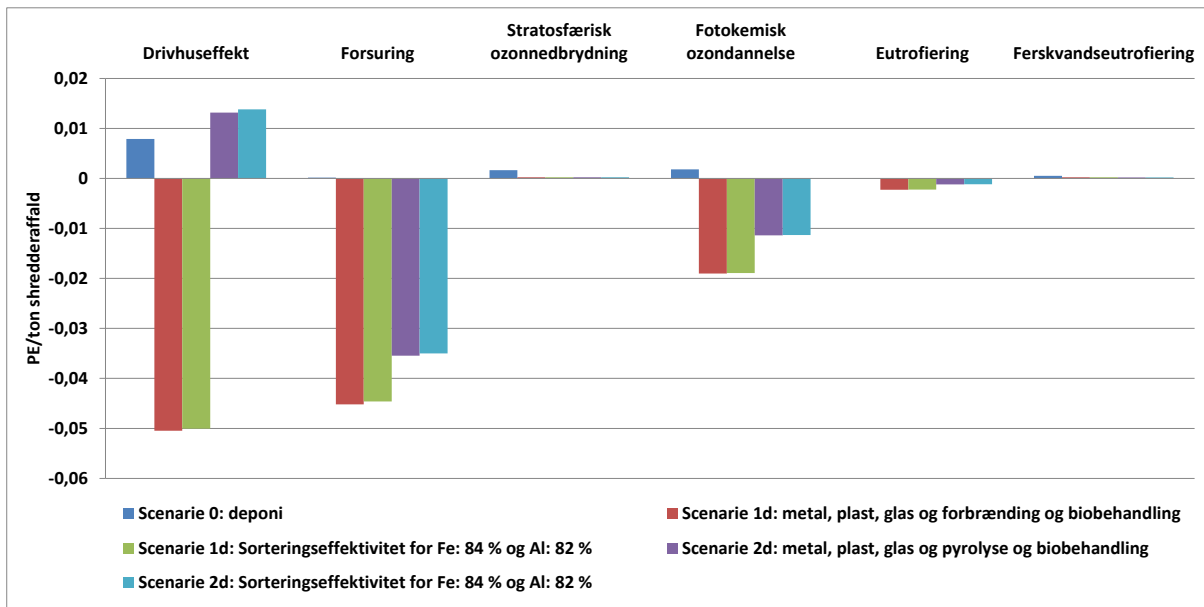
FIGUR 25
DET TOTALE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED ANTAGELSE AF HHV. HØJ OG LAV KVALITET AF UDSORTERET PLAST.

På baggrund af figur 24 og 25 kan det konkluderes, at miljøvurderingen er robust over for ændringer mht. antagelser om kvaliteten af udsorteret plast med undtagelse af vurderingen af ressourceforbrug i form af fossile brændsler.

5.2.4 Sorteringseffektiviteter for jern og aluminium

Der er i hovedscenarierne anvendt sorteringseffektiviteter på sorteringsanlægget på 94 % for jern og 92 % for aluminium. Data for udsortering af metaller fra deponeret shredderaffald er sparsomme, især mht. indflydelse af nedbrydningsprocesser i affaldet på sorteringseffektiviteten. For at undersøge konsekvenserne af ændrede sorteringseffektiviteter blev der udført en følsomhedsanalyse, hvor sorteringseffektiviteterne blev sat ned til 84 % og 82 % for hhv. jern og aluminium.

Figur 26 viser de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved nedsættelse af sorteringseffektiviteterne for jern og aluminium. Konsekvensen af at nedsætte sorteringseffektiviteten på sorteringsanlægget med ti procentpoint er meget lille. Det skyldes, at der både i scenarier med affaldsforbrænding og pyrolyse indgår et ekstra sorteringstrin, som følger på den første sortering på sorteringsanlægget. I forbrændingsscenarierne udsorteres jern med 85 % effektivitet fra forbrændingsslaggen, og i pyrolysescenarierne gennemgår restproduktet fra forgasning i form af pyrolysekoks sorteringprocessen igen. Den resulterende sorteringseffektivitet bliver derfor høj under alle omstændigheder. Der gøres her opmærksom på, at det antages, at sorteringseffektiviteterne kan opretholdes på samme høje niveau under den anden sorteringsrunde – for pyrolysescenarierne støttes dette af resultaterne i Hansen et al. (2012), hvorimod der ikke findes tilgængelige målte data for sorteringseffektiviteten fra forbrændingsslagge af allerede sorteret deponeret shredderaffald.



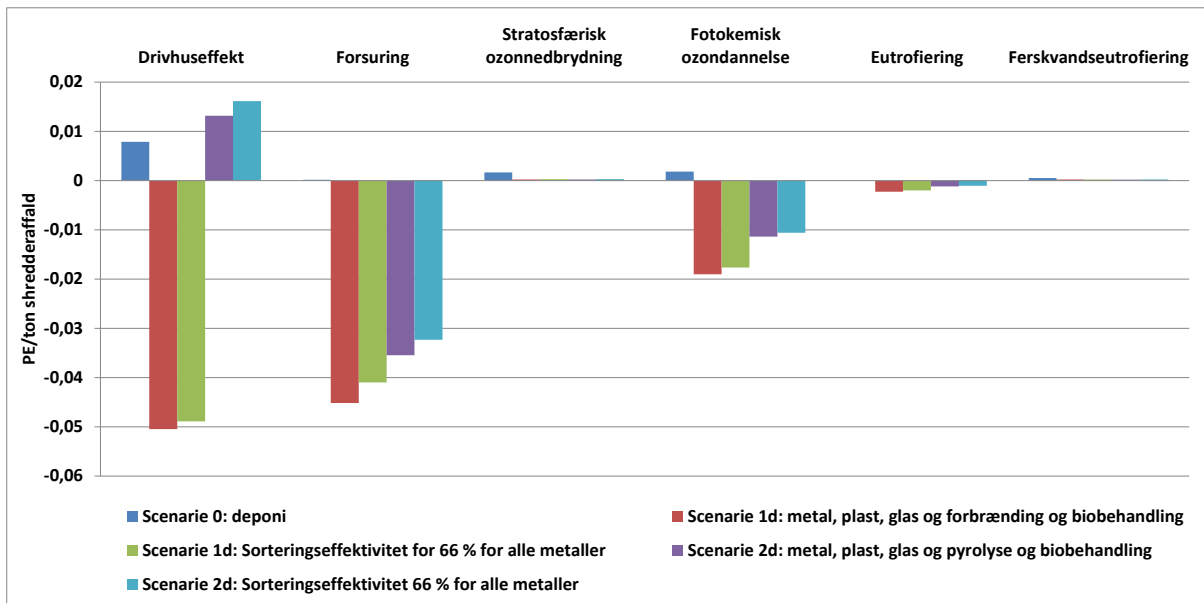
FIGUR 26
 TOTALE POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED NEDSÆTTELSE AF SORTERINGSEFFEKTIVITETERNE FOR JERN OG ALUMINIUM PÅ SORTERINGSANLÆGGET.

På baggrund af disse resultater konkluderes, at miljøvurderingen er robust over for ændringer af denne størrelsesorden i sorteringseffektiviteterne på sorteringsanlægget, da ingen af scenarierne skifter rangorden ved den anvendte nedsættelse af sorteringseffektiviteterne med ti procentpoint.

5.2.5 Lavere sorteringseffektivitet for samtlige metaller

Der er i hovedscenarierne anvendt sorteringseffektiviteter på sorteringsanlægget mellem 92 % og 95 % for metalsortering. Ved anvendelse af data fra Hansen et al. (2012) kan en samlet sorteringseffektivitet på ca. 66 % for jern, aluminium og ”non-ferrous metaller” beregnes. Beregningen er dog behæftet med stor usikkerhed (se afsnit 3.3.1). I den foregående følsomhedsanalyse blev sorteringseffektiviteterne for jern og aluminium sat 10 procentpoint ned, hvilket stadig efterlader en relativ høj sorteringseffektivitet. Der blev derfor udført en følsomhedsanalyse med væsentlig lavere sorteringseffektivitet på 66 % gældende for samtlige metaller.

Figur 27 viser de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved en gennemsnitlig metalsorterings-effektivitet på 66 %. De samme generelle kommentarer gælder som angivet under afsnit 5.2.4: ned-sat sorteringseffektivitet medfører mindre miljøbesparelser eller større miljøbelastninger for alle scenarier, men effekten er relativ lille. For forbrændingsscenariet gælder, at udsortering af jern og aluminium fra slaggen bidrager til at opretholde en høj sorteringseffektivitet (samlet 95 % for jern), selvom effektiviteten på sorteringsanlægget falder. Mht. pyrolysescenariet, hvor shredderaffaldet sorteres to gange, bliver den samlede sorteringseffektivitet ligeledes høj, ca. 88 %.



FIGUR 27
 TOTALE POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED NEDSÆTTELSE AF SORTERINGSEFFEKTIVITETERNE FOR SAMTLIGE METALLER PÅ SORTERINGSANLÆGGET.

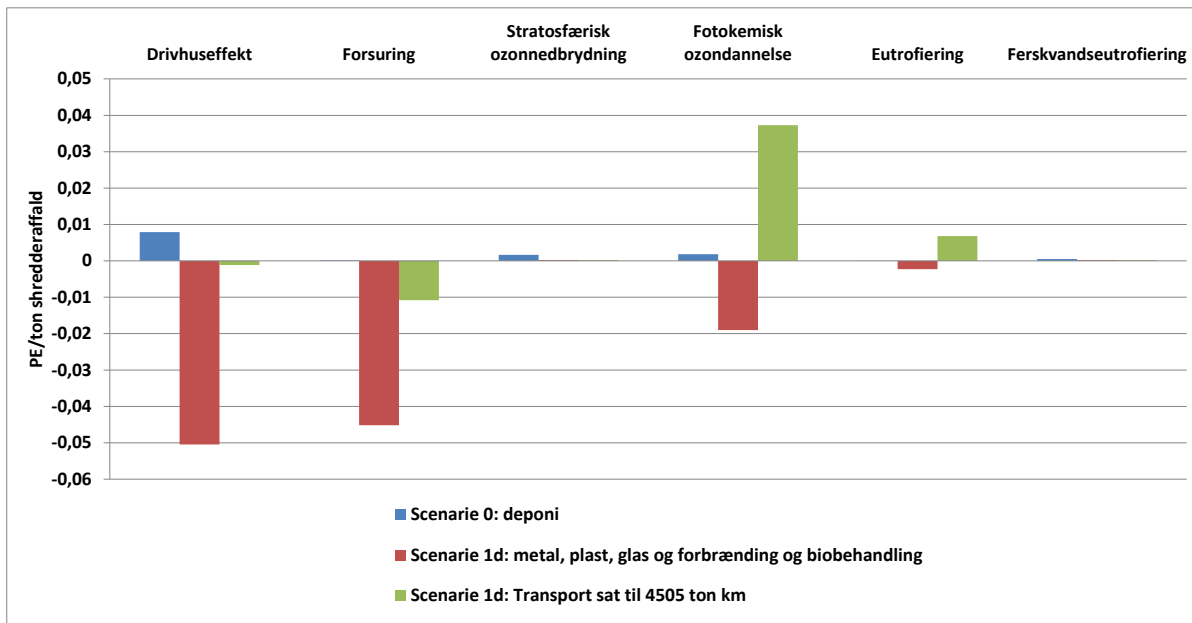
På baggrund af dette konkluderes, at miljøvurderingen er robust over for en ændring af sorteringsanlægget effektivitet for samtlige metaller af denne størrelsesorden 30 procentpoint, da ingen af scenarierne skifter rangorden ved den anvendelse af denne sorterings effektivitet.

5.2.6 Transportafstand

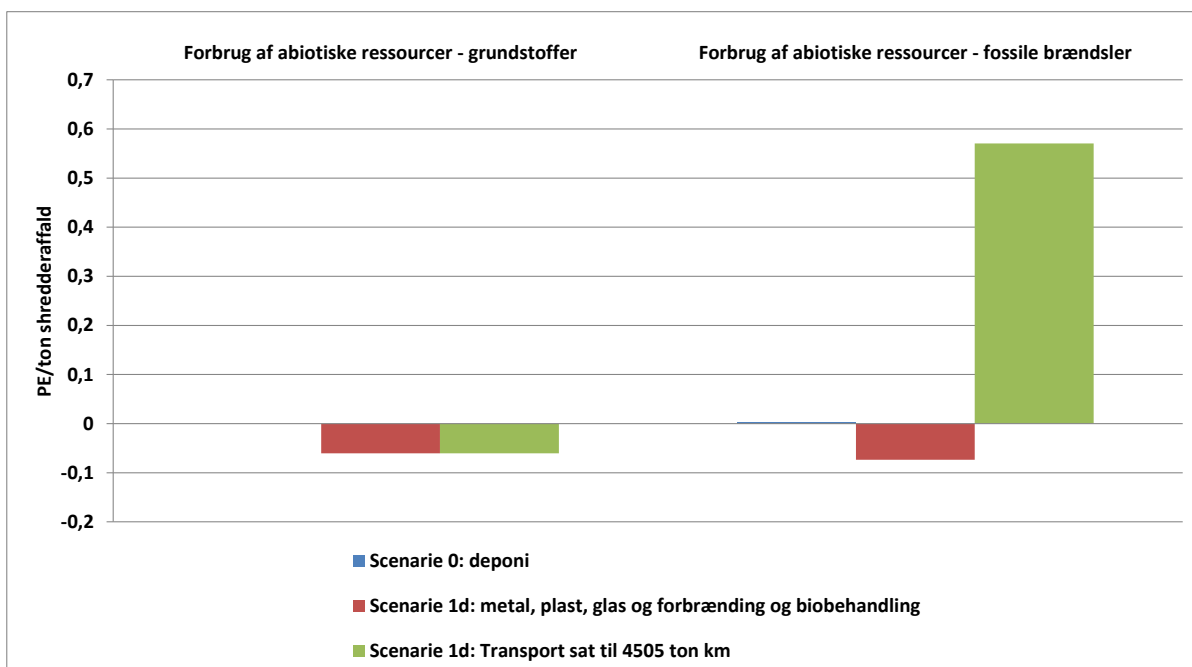
Da scenarierne ikke er modelleret beliggende i konkrete geografiske områder, blev det valgt at forudsætte et transportarbejde på 100 ton km i alle scenarier. Som vist i resultatafsnittet 4.2.2 gav det kun en meget begrænset miljøbelastning sammenlignet med miljøbesparelserne ved genanvendelse og energiudnyttelse af shredderaffaldet. Ved sammenligning med den total miljøbesparelse mht. drivhuseffekt i scenarie 1d (genanvendelse af metal, plast og glas, biologisk behandling samt energiudnyttelse ved forbrænding) beregnedes, at et transportarbejde på 4505 ton km ville opveje miljøbesparelserne ved affaldsbehandlingen i denne miljøpåvirkningskategori. Der blev således modeleret en følsomhedsanalyse med dette transportarbejde for at se effekten på de resterende miljøpåvirkningskategorier.

Figur 28 viser de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger, og i figur 29 vises forbruget af abiotiske ressourcer ved at transportere shredderaffaldet 4505 km/ton. Det ses, at der stadig fandtes miljøbesparelser i miljøpåvirkningskategorien "forsuring" ved denne relativt lange transportstrækning, men i kategorien "fotokemisk ozondannelse" var der en samlet miljøbelastning som langt oversteg miljøbelastningen i referencescenariet. Med hensyn til forbrug af abiotiske ressourcer i form af fossile brændsler var der et væsentligt forbrug forbundet med den øgede transport, som ligeledes langt oversteg forbruget i de andre scenarier. Det kan konkluderes, at der er meget stor margin for transportarbejdets størrelse, førend behandling af deponeret shredderaffald ophører med at bidrage med miljøbesparelser i drivhuseffekt-kategorien. Det bør dog tages i betragtning, at der er væsentlige miljøbelastninger i andre påvirkningskategorier forbundet med et stort transportarbejde.

Denne følsomhedsanalyse er ikke udformet med det formål at udtale sig om miljøvurderingens robusthed over for mindre variationer i transportarbejdet.



FIGUR 28
 TOTALE POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED ET TRANSPORTARBEJDE, DER NETOP OPHÆVER MILJØBESPARELSERNE MHT. DRIVHUSEFFEKT.

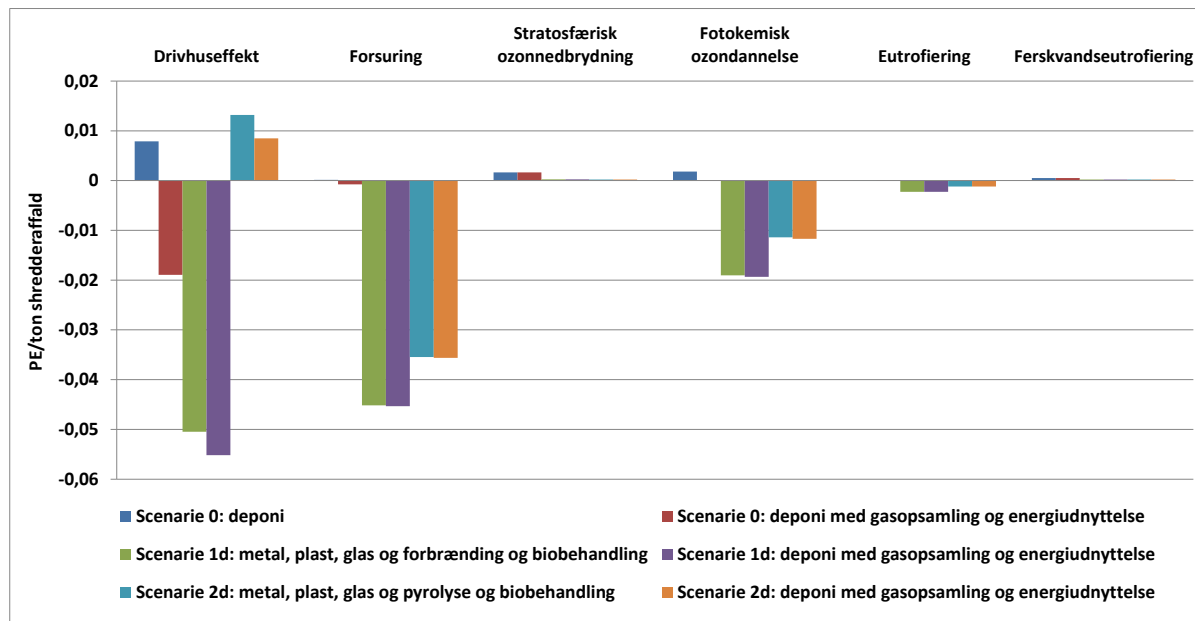


FIGUR 29
 DET TOTALE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED ET TRANSPORTARBEJDE, DER NETOP OPHÆVER MILJØBESPARELSERNE MHT. DRIVHUSEFFEKT.

5.2.7 Deponi – opsamling af gas

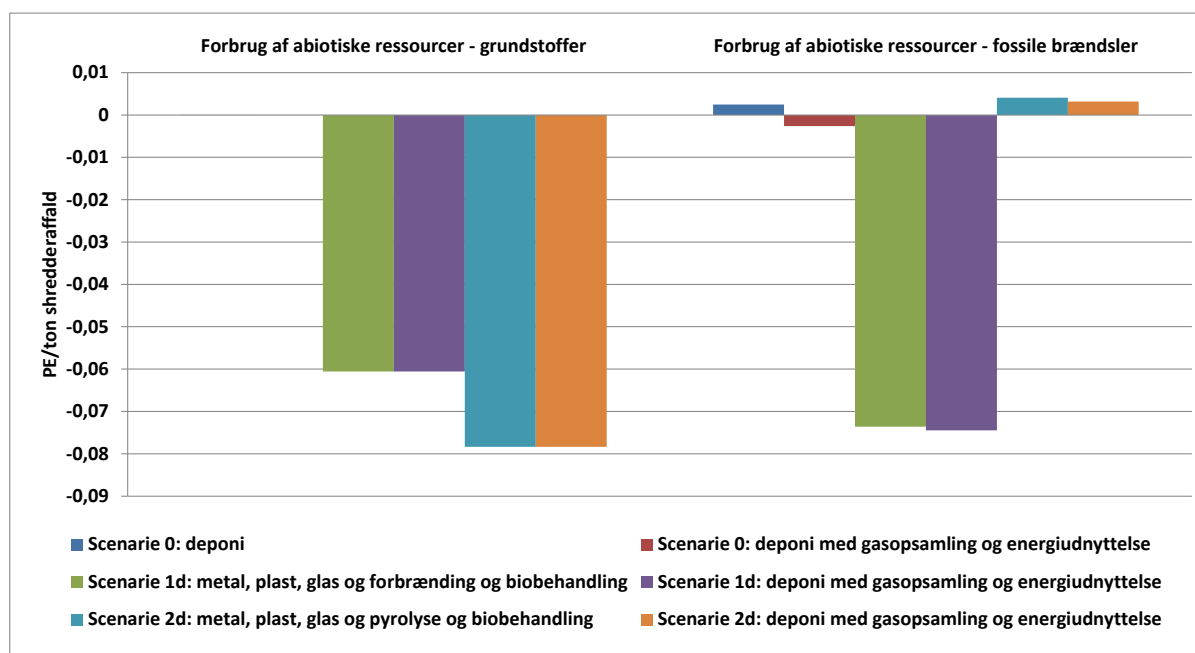
Deponering af shredderaffald, såvel den nuværende deponering som gendeponering efter opgravning og udsortering af genanvendelsesfraktioner, blev modelleret uden opsamling af deponigassen. Resultaterne viste, at emission af metan fra deponiet havde væsentlig betydning for referencescenaariets miljøbelastning i kategorien ”drivhuseffekt”. Der blev derfor udført en følsomhedsanalyse, hvor opsamling af gassen modelleredes med en effektivitet på 80 %, og det antoges videre, at gassen udnyttedes til energifremstilling i en gasmotor med el- og varmeeffektivitet på hhv. 37 % og 43 %.

Figur 30 viser de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved opsamling og energiudnyttelse af deponigasen. Det bemærkes, at referencescenariet som resultat af gasopsamling og energiudnyttelse skiftede fra at udgøre en miljøbelastning til en miljøbesparelse mht. drivhuseffekt. Referencescenariet udviste i alt miljøbesparelser i fem ud af seks ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier. Scenarie 1d og 2d forbedredes ligeledes, men ikke i så høj grad som referencescenariet, da mængden af affald, der deponeres, er mindre i disse scenarier.



FIGUR 30
TOTALE POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED OPSAMLING AF DEPONIGAS OG ANVENDELSE AF GASSEN TIL ENERGIFREMSTILLING.

Figur 31 viser forbruget af abiotiske ressourcer i referencescenariet samt scenarie 1d og 2d ved gasopsamling og energiudnyttelse af gassen. Det ses, at referencescenariet på samme måde, som det var tilfældet for de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier, skifter fra at have et nettoforbrug af fossile brændsler til at resultere i en ressourcebesparelse.



FIGUR 31
DET TOTALE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED OPSAMLING AF DEPONIGAS OG ANVENDELSE AF GASSEN TIL ENERGIFREMSTILLING.

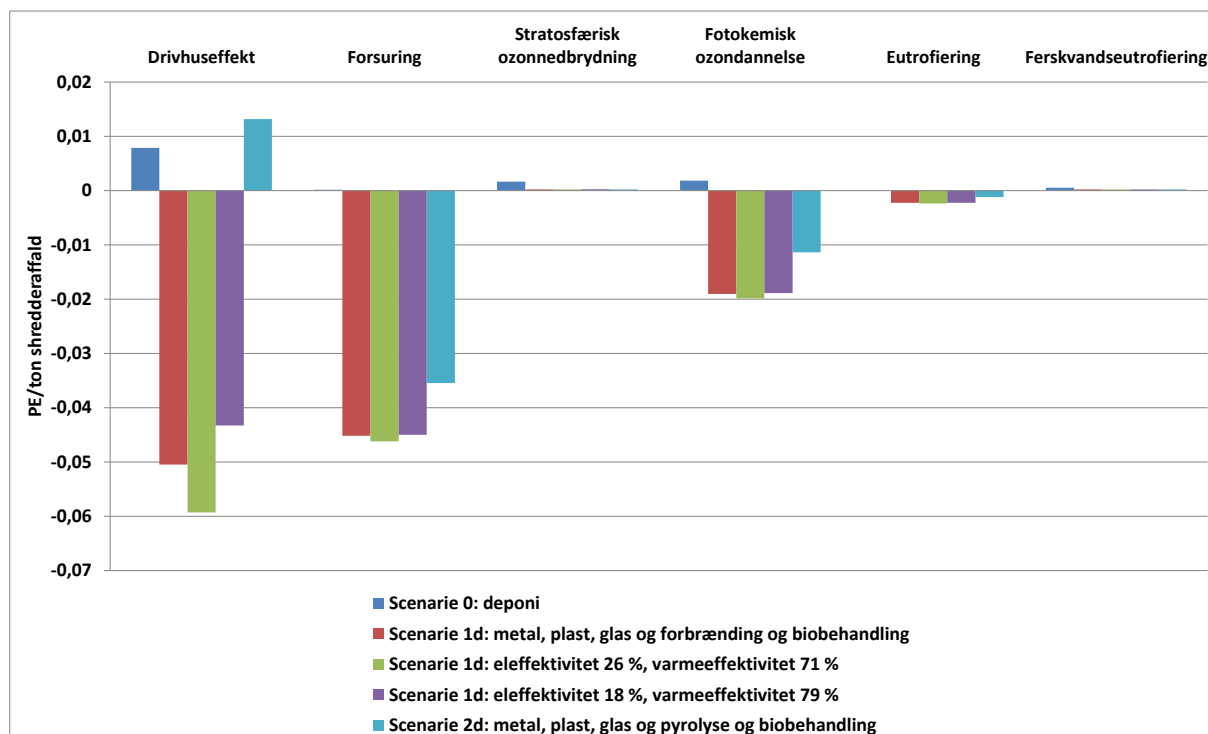
Selvom denne følsomhedsanalyse viste, at gasopsamling på deponiet havde en væsentlig indflydelse på især referencescenariets miljøprofil, ændrede det dog ikke på scenariernes rangorden, og miljøvurderingen er således robust over for ændrede forudsætninger mht. håndtering af gasemissionen på deponierne for shredderaffald.

5.2.8 Effektivitet af energiudnyttelse på forbrændingsanlæg

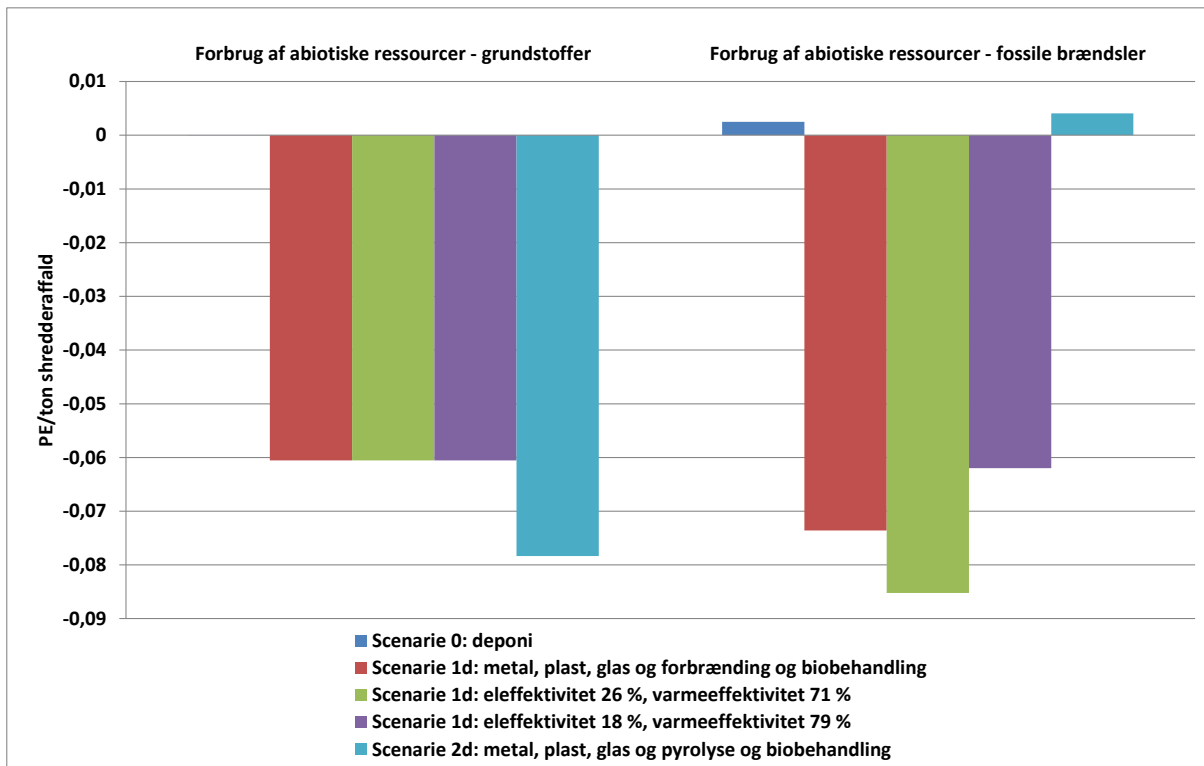
I denne følsomhedsanalyse blev forbrændingsanlæggets energieffektivitet ændret med hhv. højere og lavere elproduktion til følge. I scenariet med højere effektivitet for elproduktionen medførte det et lille fald i effektiviteten af varmeproduktion. De anvendte nettoværdier, 26 % for elproduktion og 71 % for varmeproduktion, stammer fra Energistyrelsen (2012). I scenariet med lavere elproduktion antoges det, at forbrændingsanlægget fokuserede på varmeproduktionen ved at holde eleffektiviteten på 18 % og effektiviteten af varmeproduktionen på 79 %.

Figur 32 og 33 viser de ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger samt forbruget af abiotiske ressourcer under disse forudsætninger. Da marginal elproduktion udgør en større miljøbelastning per energienhed end varmeproduktion, opvejedes faldet i varmeeffektivitet af stigningen i eleffektivitet, således at forbrændingsanlægget under disse forudsætninger opnåede en mere fordelagtig energisubstitutionsværdi, som udmøntede sig i større miljøbesparelser i de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier. I scenariet med 18 % eleffektivitet var substitutionsværdien mindre, og scenariet udviste derfor mindre miljøbesparelser end i hovedscenariet. Der var stadig miljøbesparelser i samtlige kategorier i modsætning til i pyrolysescenariet. De samme konklusioner gælder for forbruget af fossile brændsler.

Da der ikke skete nogen forskydning mellem scenariernes rangorden, er miljøvurderingen robust over for ændrede forudsætninger mht. forbrændingsanlæggets energieffektivitet.



FIGUR 32
 TOTALE POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED HHV. HØJERE OG LAVERE ELEFFEKTIVITET PÅ FORBRÆNDINGSANLÆGGET.

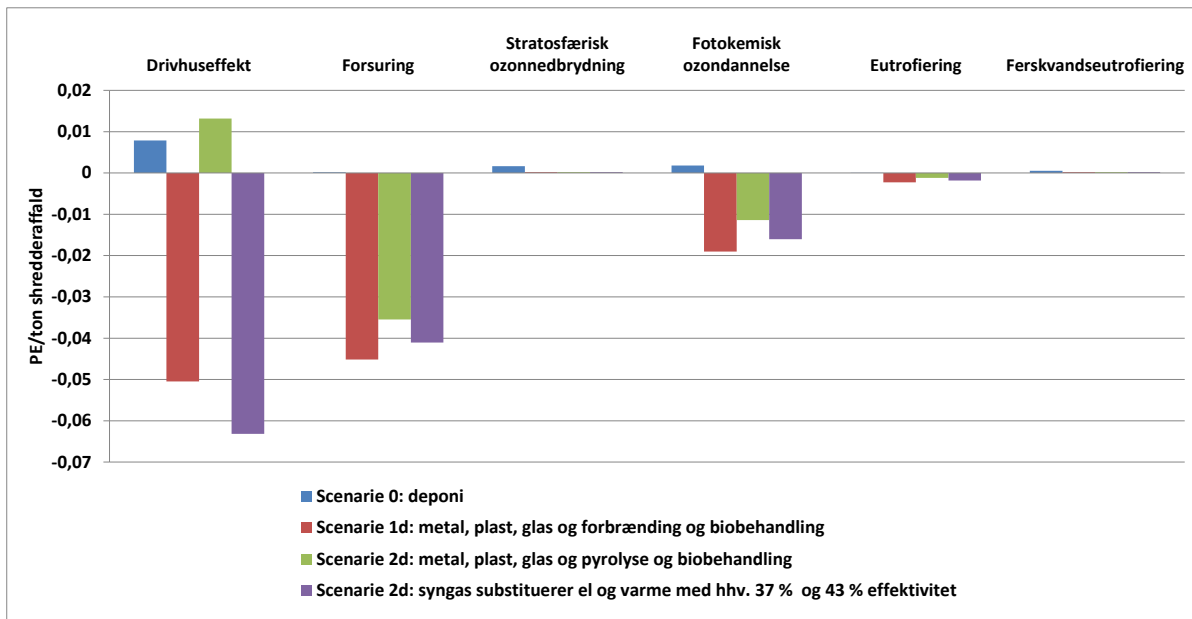


FIGUR 33
DET TOTALE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED HHV. HØJERE OG LAVERE ELEFFEKTIVITET PÅ FORBRÆNDINGSANLÆGGET.

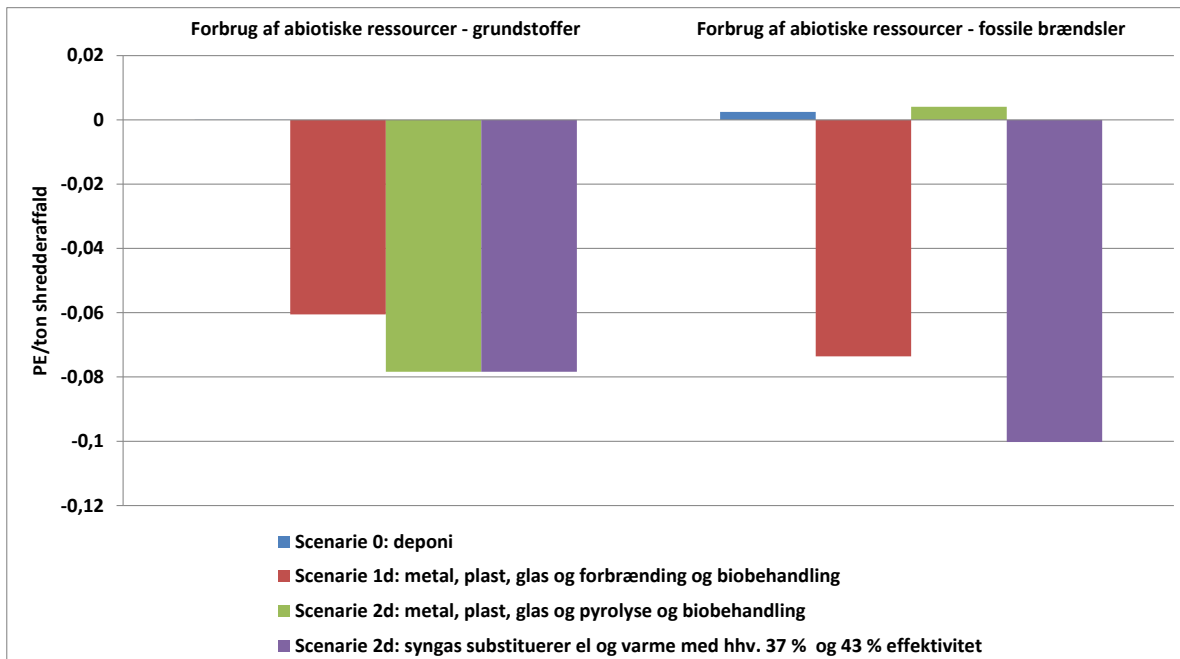
5.2.9 Pyrolyse – energiudnyttelse til elproduktion

Hovedscenarierne i miljøvurderingen viser, at pyrolysescenarierne under de valgte forudsætninger var forbundet med nettomiljøbelastninger i de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier i modsætning til forbrændingsscenarierne, hvor der var tale om nettomiljøbesparelser. Den vigtigste årsag til dette forhold var, at energiudnyttelsen af pyrolyseprodukterne udelukkende skete i form af varme- og elektricitetsproduktion. Med den benyttede marginale elproduktion og marginale varme- og elektricitetsproduktion med emissionsfaktorer på hhv. 0,96 og 0,156 kg CO₂-ækvivalenter/kWh er det miljømæssigt en stor fordel at substituere el frem for varme. Der blev derfor udført en følsomhedsanalyse, hvor det antoges at energiudnyttelse af pyrolyseprodukterne også omfattede elproduktion. Effektiviteten satte til 37 % for el- og 43 % for varme- og elektricitetsproduktionen.

Som det ses af figur 34, havde dette en væsentlig effekt på pyrolysescenariet 2d, idet en oprindelig nettomiljøbelastning i miljøpåvirkningskategorien ”drivhuseffekt” blev vendt til en nettomiljøbesparelse af samme størrelsesorden. I denne kategori byttede referencescenariet og forbrændingsscenariet på den ene side plads i rangordenen med pyrolysescenariet i forhold til modelleringen i hovedscenarierne. I de resterende ikke-toksiske kategorier faldt miljøbelastningerne i pyrolysescenariet, men de var stadig større end i referencescenariet. Mht. forbrug af fossile brændsler (figur 35) ændres rangordenen mellem referencescenariet, forbrændingsscenariet og pyrolysescenariet ligeledes ved antagelse af at pyrolyseprodukterne benyttedes til elproduktion.



FIGUR 34
 TOTALE POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED ANTAGELSE AF AT PYROLYSEPRODUKTERNE BENYTTES TIL ELPRODUKTION.



FIGUR 35
 DET TOTALE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED ANTAGELSE AF AT PYROLYSEPRODUKTERNE BENYTTES TIL ELPRODUKTION.

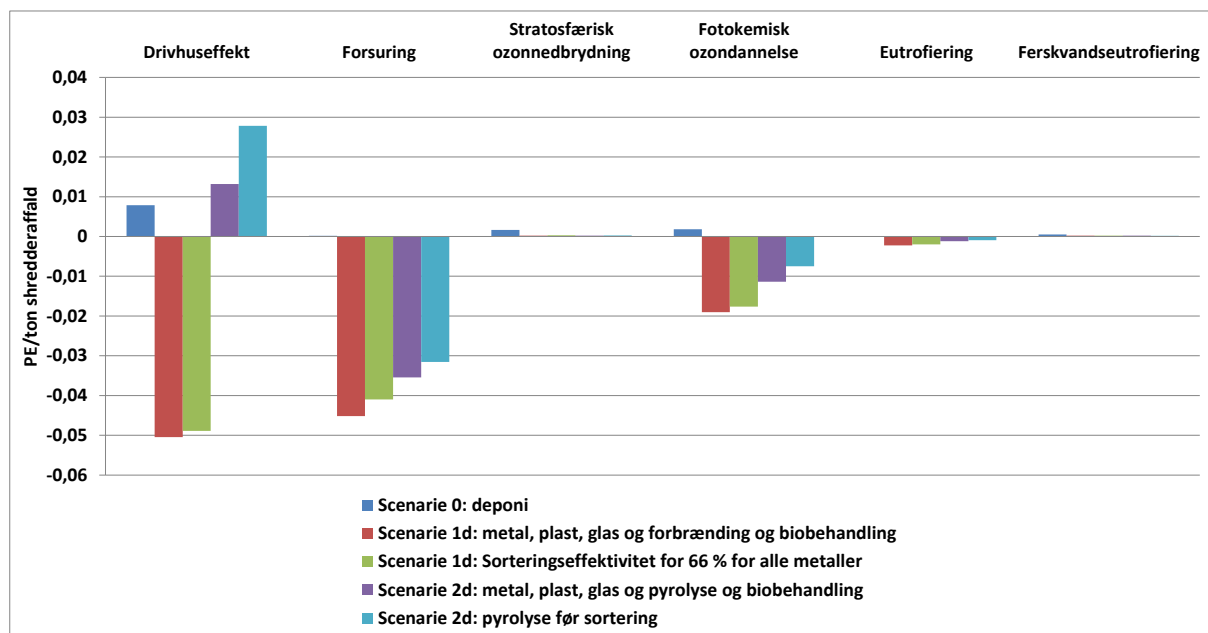
Det er vigtigt at understrege, at pyrolysescenariet, især mht. drivhuseffekt, er meget afhængige af antagelserne om energiproduktionen ud fra pyrolyseprodukterne. Miljøvurderingen er således ikke robust over for ændringer af denne karakter.

5.2.10 Placering af pyrolyseproces før sorteringsanlæg

Hovedscenarierne med pyrolyse som behandlingsmetode blev modelleret således, at pyrolyseprocessen placeredes efter sorteringsanlæggets udsortering af metaller, plast og glas fra shredderaffaldet. Denne modellering af pyrolyseprocessen stemmer overens med forbrændingsscenariet, hvor forbrændingen ligeledes sker på sorteringsresten. Da pyrolyseprocessen sker ved lavere temperatur end affaldsforbrænding er det dog en mulighed at undlade sortering af shredderaffaldet uden at

metallerne oxideres yderligere, som det ville være tilfældet ved behandling af usorteret shredderaffald i et forbrændingsanlæg. Desuden vil pyrolyseprocessen efterlade metallerne i pyrolysekoksen lettere tilgængelige for sortering end uden denne behandling. Især mht. kobberledninger vil det være en fordel med pyrolyse før sortering, da pyrolysekoksen let lader sig fjerne fra ledningerne og efterlader rent kobber; dog skal en større mængde shredderaffald behandles med pyrolyseprocessen end ved placering af pyrolysen efter en indledende sortering. Der blev derfor udført en følsomhedsanalyse, hvor pyrolyseprocessen blev placeret før sorteringen. Da baggrunden for denne følsomhedsanalyse var muligheden for at lette udsortering af metaller fra shredderaffaldet, blev den sammenlignet med følsomhedsanalysen i afsnit 5.2.5, hvor det blev antaget at sorteringseffektiviteten var lav (66 %) for samtlige metaller.

På figur 36 ses de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger, når pyrolysen placeres før sorteringen. Det bemærkes, at der forekommer større miljøbelastninger ved denne placering end i hovedscenarierne, hvor pyrolysen sker efter udsortering af metaller, plast og glas. Årsagen til dette er, at energiudnyttelsen af pyrolyseprodukterne, under antagelse af at der udelukkende produceres varme, resulterer i en nettomiljøbelastning i de fleste påvirkningskategorier. I følsomhedsscenarioet sorteres der udover metaller heller ikke plast ud inden pyrolysen, og den øgede energiproduktion fra pyrolyseprodukterne fra behandling af plast medfører miljøbelastninger. Belastningerne opvejes ikke af højere udsorteringsgrad for metaller end der forekommer i følsomhedsscenarioet for forbrænding med lav sorteringseffektivitet.



FIGUR 36
TOTALE POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED PLACERING AF PYROLYSEPROCESSEN FOR SORTERINGSANLÆGGET.

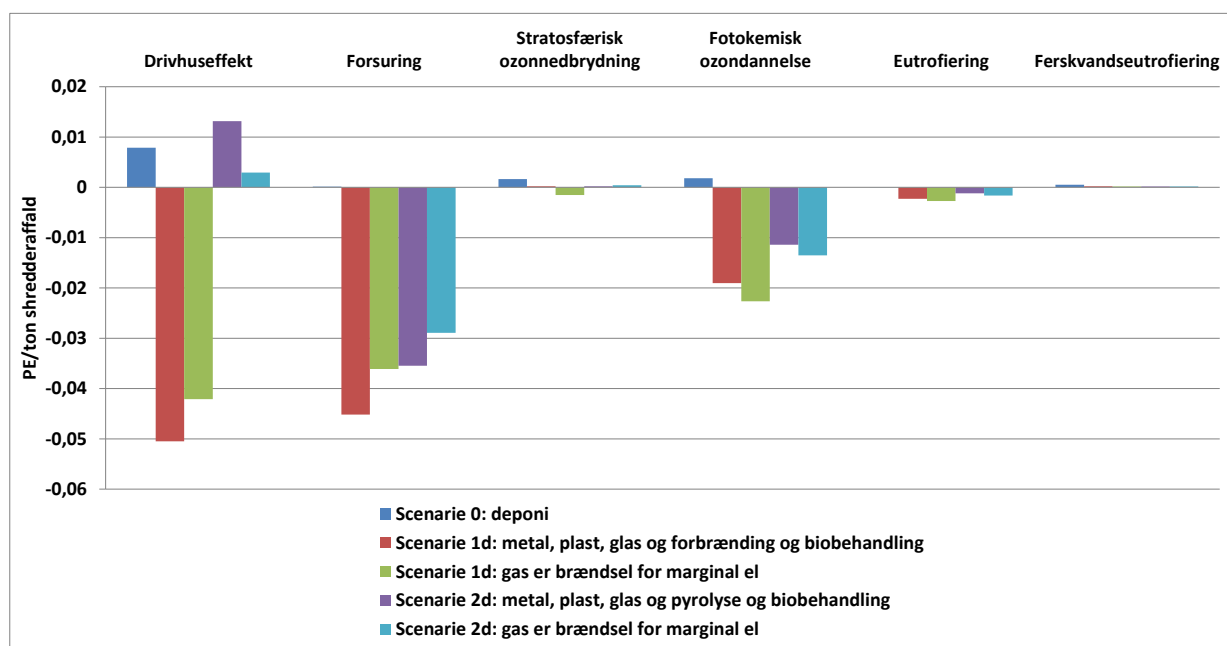
Det kan konkluderes, at under de valgte forudsætninger er miljøvurderingen robust over for ændring af antagelserne om pyrolyseprocessens placering i behandlingssystemet.

5.2.11 Gas som brændsel for marginal elproduktion

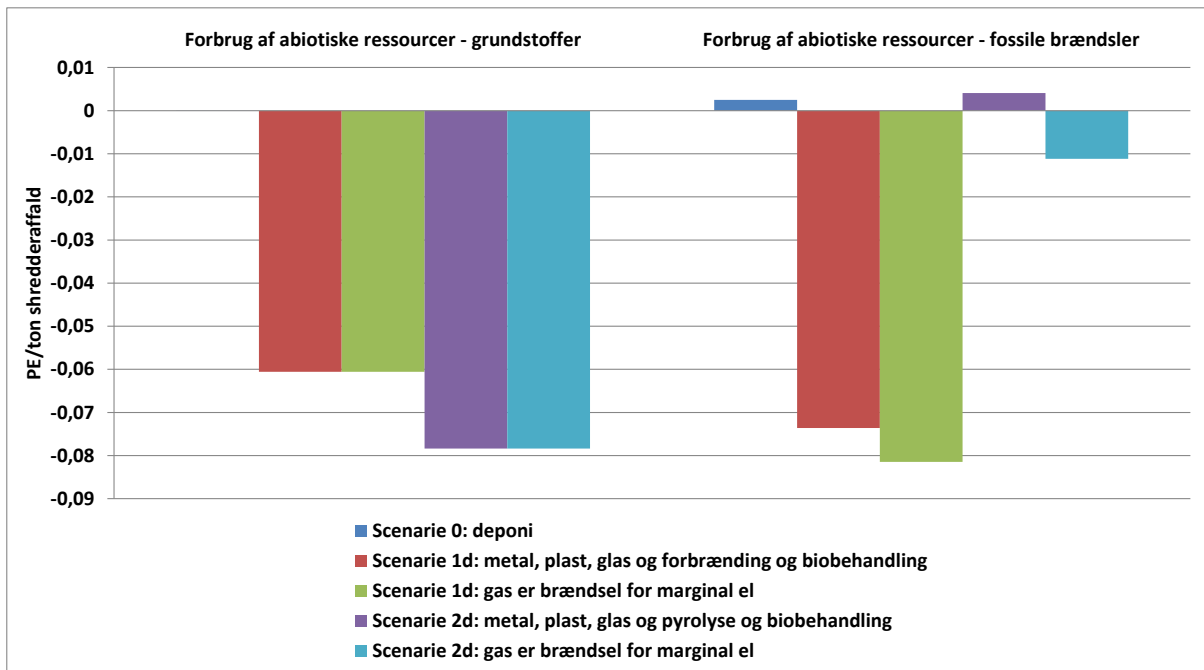
Som nævnt anbefales det (EU Commission, 2011), at udføre en følsomhedsanalyse, hvor det antages, at naturgas udgør brændslet for den marginale elproduktion. Detaljer om den valgte teknologi kan ses i tabel 22 i afsnit 5.1. Da naturgas har betydelig mindre emissionsfaktorer med hensyn til drivhusgasser end kulbaseret marginal elektricitetsproduktion, vil en sådan ændring have indflydelse på værdien af forbrændingsanlæggets energisubstitution. Derudover vil energiforbruget til pyrolyse samt sorteringsanlæg og andre elforbrugende processer blive mindre emissionstungt og derved medføre mindre miljøbelastninger.

Figur 37 viser de ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved benyttelse af en naturgasbaseret marginal elproduktion i modelleringen af referencescenariet, scenarie 1d (forbrændingsscenarie) og scenarie 2d (pyrolysescenarie). Effekten af at modellere forbrændingsscenariet og pyrolysescenariet med naturgasbaseret marginal elektricitet var kontrasterende: I forbrændingsscenariet resulterede ændringen af den marginale el i en reduktion af miljøbesparelserne i kategorierne "drivhuseffekt" og "forsuring". Det skyldes, at forbrændingsanlæggets vigtigste miljøparameter er substitutionen af marginal elproduktion, som giver en mindre substitutionsværdi, når den substituerede elproduktion fremstilles på basis af naturgas. Denne nedgang af miljøbesparelser opvejedes ikke af de mindre emissioner forbundet med systemets øvrige energiforbrug. Når energiudnyttelse af pyrolyseprodukterne udelukkende sker ved varmeproduktion, har en ændret marginal elproduktion ingen indflydelse på denne faktor; i stedet tilskrives pyrolyseprocessen og forgasningsprocessen mindre miljøbelastninger ved egetforbrug af den mindre emissionstunge marginale el. Det skal bemærkes, at pyrolysescenariet i kategorien "drivhuseffekt" praktisk taget udviste samme miljøbelastning som referencescenariet. Denne følsomhedsanalyse har således en væsentlig indflydelse på pyrolysescenariet miljøprofil i denne miljøpåvirkningskategori.

Figur 38 viser forbruget af abiotiske ressourcer ved ændring af brændslet for den marginale elproduktion. Her ændres rangordenen mellem referencescenariet og pyrolysescenariet med hensyn til forbrug af fossile brændsler. På baggrund af figur 37 og 38 kan det konkluderes, at miljøvurderingen ikke er robust over for ændring af antagelsen om, hvilket brændsel der benyttes til fremstilling af marginal el.



FIGUR 37
 TOTALE POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED ANTAGELSE AF NATURGASBASERET MARGINAL ELPRODUKTION.



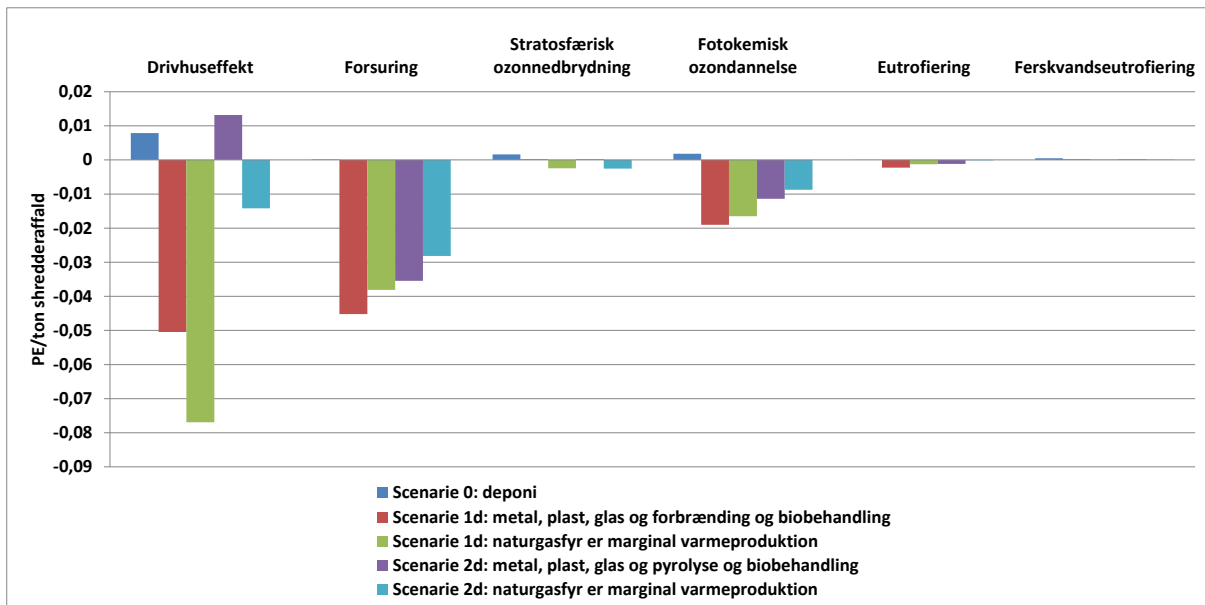
FIGUR 38
DET TOTALE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED ANTAGELSE AF NATURGASBASERET MARGINALE ELPRODUKTION.

5.2.12 Naturgasfyr i enfamiliehuse som marginal fjernvarme

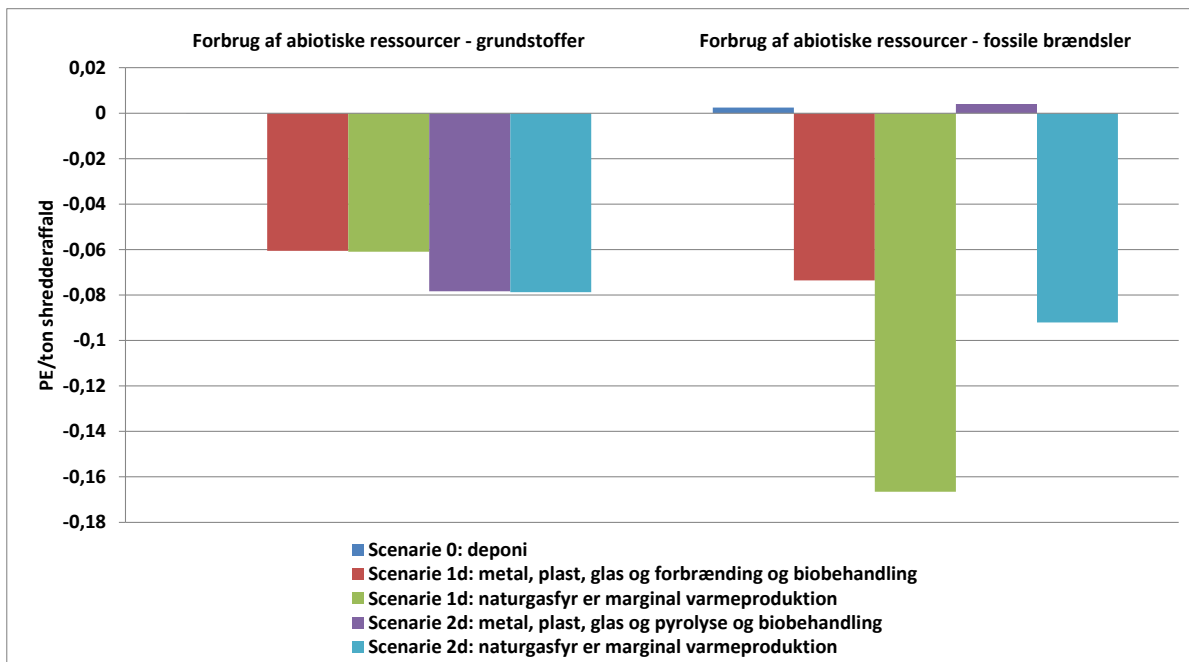
Den anvendte marginale fjernvarme havde væsentlig indflydelse på miljøvurderingens resultater, da energisubstitution af denne var afgørende for især pyrolysescenarierne, hvor shredderaffaldet udelukkende benyttedes til produktion af fjernvarme. Som alternativ til den anvendte fjernvarmeproduktionsproces, som bygger på en gennemsnitsbetragtning om dansk fjernvarmeproduktion, kunne det tænkes, at en udbygning af fjernvarmenettet alene skete i et parcelhuskvarter, hvor der var installeret naturgasfyr. Der blev derfor udført en følsomhedsanalyse med varme produceret i naturgasfyr i én-familieboliger som marginal varmeproduktion, der blev substitueret af fjernvarmeproduktionen fra forbrændingsanlæg og pyrolysesystemet. Detaljer om den anvendte marginale varmeproduktionsproces kan ses af tabel 22 i afsnit 5.1.

Figur 39 og 40 viser de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger og forbruget af abiotiske ressourcer ved antagelse af, at den marginale varmeproduktion stammer fra naturgasfyr i enfamilieboliger. Da denne varmeproduktion har en betydelig højere emissionsfaktor målt i CO₂-ækvivalenter/kWh, resulterede det i yderligere miljøbesparelser i drivhusgaskategorien for både forbrændingsscenariet og pyrolysescenariet. Referencescenariet og pyrolysescenariet byttede rangordenen i denne miljøpåvirkningskategori. Mht. forsuring sås den modsatte effekt, idet forsuringen steg for både forbrændingsscenariet og pyrolysescenariet. Dette skyldes, at varmeproduktionen fra naturgasfyr giver anledning til lavere udledning af bl.a. SO₂ end den marginale fjernvarme anvendt i hovedscenarierne. Mht. forbrug af abiotiske ressourcer i form af fossile brændsler var der, som for drivhuseffekten, en relativ stor besparelse i forhold til hovedscenarierne, hvilket resulterede i, at referencescenariet og pyrolysescenariet skiftede rangordenen.

På baggrund af figur 39 og 40 kan det konkluderes, at miljøvurderingen ikke er robust over for ændring af antagelsen om sammensætningen af den marginale varmeproduktion.



FIGUR 39
 TOTALE POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED ANTAGELSE AF AT DEN MARGINALE VARMEPRODUKTION KOMMER FRA NATURGASFYR I ÉN-FAMILIEBOLIGER.



FIGUR 40
 DET TOTALE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON SHREDDERAFFALD VED ANTAGELSE AF AT DEN MARGINALE VARMEPRODUKTION KOMMER FRA NATURGASFYR I ÉN-FAMILIEBOLIGER.

5.3 Konklusion på baggrund af følsomhedsanalyser

Der blev udført et antal følsomhedsanalyser, hvor miljøvurderingens robusthed over for ændringer af forudsætninger undersøgte. Af de tolv følsomhedsanalyser viste miljøvurderingen sig at være robust i otte af følsomhedsanalyserne, dvs. scenariernes rangorden ændredes ikke overfor ændringerne af forudsætningerne. Én af disse følsomhedsanalyser var ikke udformet med det formål direkte at undersøge robustheden af miljøvurderingen. I tre af følsomhedsanalyserne skiftede scenarierangorden i én eller flere miljøpåvirkningskategorier og kan i disse tilfælde ikke siges at være robuste.

I de følgende seks følsomhedsanalyser var miljøvurderingen robust overfor de undersøgte ændringer:

- Antagelser om jern- og aluminiumindhold i deponeret shredderaffald havde betydning for behandlingsmetodernes miljøprofil især i de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier. Variation af jernindholdet mellem 10 % og 2,5 % og aluminiumindholdet mellem 1,1 % og 0,3 % af den samlede mængde shredderaffald ændrede dog ikke på scenariernes rangorden.
- På samme måde havde oxideringsgraden af jern og aluminium indflydelse på resultaterne. Miljøbesparelserne ved metalgenanvendelse blev som forventet større ved antagelse om minimal oxidering og mindre ved antagelse af maksimal oxideringsgrad, men det ændrede ikke på scenariernes rangorden.
- Ved antagelse om at hhv. 20 % og 60 % af udsorteret plast var af en kvalitet, der tillod genanvendelse, skete der ændringer især i de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier. Pga. trade-offs mellem miljøbesparelser ved plastgenanvendelse og ved anvendelse af plast som brændsel var effekten forskellig i scenarier med forbrænding og pyrolyse, men scenariernes rangorden ændres ikke.
- Effekten af lavere metallsorteringseffektiviteter på sorteringsanlægget blev undersøgt i to forskellige følsomhedsanalyser, men havde ikke nogen stor betydning for miljøvurderingen. Dette skyldtes, at der foregik en ekstra sortering i form af sortering fra forbrændingsanlæggets slagge og sortering af pyrolysekoksen, som i alle tilfælde resulterede i høje sorteringseffektiviteter. Resultatet var, at rangordenen ikke ændredes.
- Hvis det antoges, at deponigassen opsamledes, blev deponiets miljøprofil væsentlig ændret, f.eks. fra en miljøbelastning til en miljøbesparelse i kategorien ”drivhuseffekt”, men rangordenen scenarierne imellem ændres ikke.
- Forbedring af forbrændingsanlæggets energisubstitution ved antagelse af større elproduktion forøgede forbrændingsscenariernes miljøbesparelser og øgede afstanden mellem forbrændingsscenarierne på den ene side og referencescenariet (deponi som hidtil) og pyrolysescenarierne, men scenariernes rangorden ændres ikke.
- Hvis pyrolyseprocessen placeredes før sorteringsanlægget og sammenlignedes med et forbrændingsscenarie med lav effektivitet (66 %) på sorteringsanlægget ændrede det ikke rangordenen. Det skyldtes en negativ effekt af øget plasttilførsel til pyrolyseprocessen samt at forbrændingsscenariet opretholdt en høj samlet sorteringseffektivitet pga. udsortering fra slaggen.

I de følgende tre følsomhedsanalyser var miljøvurderingen ikke robust overfor de undersøgte ændringer:

- Ved antagelse af at pyrolyseprodukterne blev udnyttet til elproduktion udover varmeproduktion som i hovedscenarierne, ændredes pyrolysescenarierne fra at give anledning til miljøbelastninger til miljøbesparelser i kategorien ”drivhuseffekt” og mht. forbrug af abiotiske ressourcer i form af fossile brændsler. På den måde blev pyrolysescenarierne miljømæssigt bedre end referencescenariet (deponi som hidtil) og forbrændingsscenariet i disse kategorier. Miljøvurderingens resultater er således i væsentlig grad afhængige af antagelserne om pyrolysescenariernes energiproduktion.

- Modellering af behandlingssystemet med gas-baseret marginal elproduktion resulterede i mindre miljøbesparelser i forbrændingsscenerierne bl.a. i drivhuseffektkategorien. Effekten var modsat i pyrolysescenerierne af samme årsager som i følsomhedsanalysen med variation af plastikkvaliteten. Miljøbelastningen i pyrolysescenerierne blev næsten ens mht. drivhuseffekt og miljøbesparelserne blev større mht. forbrug af fossile brændsler end i referencescenariet (deponi som hidtil). Miljøvurderingens resultater er således i væsentlig grad afhængige af antagelserne om den marginale elproduktion.
- Da pyrolysescenerierne udelukkende inkluderede varmereproduktion havde det væsentlig betydning at antage, at den marginale varme, som substitueredes, blev produceret af naturgasfyrt i én-familieboliger. I drivhuseffektkategorien og mht. forbrug af fossile brændsler byttede pyrolysescenerierne plads med referencescenariet. Miljøvurderingens resultater er således i væsentlig grad afhængige af antagelserne om den marginale varmereproduktion.

6. Overordnede konklusioner

Miljøvurderingen sammenlignede potentielle miljøpåvirkninger og forbrug af abiotiske ressourcer ved behandling af deponeret dansk shredderaffald fra perioden 2000-2009 med et referencescenarie, hvor deponering af shredderaffaldet fortsatte som hidtil. Behandlingsscenarierne inkluderede opgravning og sortering af shredderaffaldet i et antal genanvendelsesfraktioner samt energiudnyttelse af sorteringsresten med enten forbrændings- eller pyrolyseteknologi. I alle scenarier gendeponeredes en væsentlig del af shredderaffaldet med eller uden forudgående biologisk behandling. Scenarierne var udformet med stigende udsortering af genanvendelige materialefraktioner i form af jern og aluminium, kobber, messing, bly og zink, og plast og glas.

Det overordnede resultat af miljøvurderingen var, at behandlingsscenarierne med udsortering af genanvendelsesfraktioner i forbindelse med forbrænding af sorteringsresten i et affaldsforbrændingsanlæg udviste miljøbesparelser i samtlige ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier såvel som mht. forbrug af abiotiske ressourcer. Det understreges dog, at resultaterne ikke nødvendigvis gælder, hvis shredderaffaldet udgør en større andel ved medforbrænding på et forbrændingsanlæg end 14,5 %. I scenarierne med pyrolyseteknologi var der derimod en miljøbelastning i drivhuseffekt-kategorien, og miljøbesparelserne i de resterende ikke-toksiske kategorier var mindre end for forbrændingsscenarierne.

På grund af datausikkerhed samt den iboende metodiske usikkerhed mht. at kvantificere de potentielle miljøpåvirkninger i de toksiske miljøpåvirkningskategorier, frarådes det at drage konklusioner om de forskellige metoder til behandling af deponeret shredderaffald på baggrund af disse påvirkningskategorier.

Ved undersøgelse af bidragene til miljøpåvirkningerne fra delprocesserne, som indgik i scenarierne, viste det sig, at udsortering og genanvendelse af metaller gav anledning til miljøbesparelser i alle scenarier, som langt opvejede miljøbelastningerne ved opgravning, transport og sortering. Det var derfor energiudnyttelsen, som afgjorde, om scenarierne udviste større miljøbesparelser eller mindre miljøbelastninger end referencescenariet.

Forbrænding af deponeret shredderaffald på forbrændingsanlæg modelleredes med energisubstitution af marginal el- og varmeproduktion, som gav en samlet miljøbesparelse på trods af shredderaffaldets relativt høje indhold af fossilt kulstof. Pyrolysescenarierne modelleredes udelukkende med produktion af varme og dermed substitution af marginal fjernvarmeproduktion. Da substitutionsværdien af marginal fjernvarme er langt mindre end for marginal el, resulterede det i, at energiudnyttelse af pyrolyseprodukter udgjorde en netto-miljøbelastning.

Under de givne forudsætninger viste behandling af deponeret shredderaffald sig således at være afhængig af, om energiudnyttelsen af sorteringsresten foregik ved forbrænding eller ud fra pyrolyseprodukter. Blandt andet for at undersøge om rangordenen af scenarierne ændrede sig ved ændrede forudsætninger om energiudnyttelse, blev der udført et antal følsomhedsanalyser. Ved antagelse om at der produceredes el i pyrolysescenarierne, eller at den marginale varmeproduktion var mere fordelagtig for energiudnyttelse, byttede behandlingsmetoderne rangordenen i et antal påvirkningskategorier, og miljøvurderingen er således ikke robust over for ændringer af disse forudsætninger.

7. Referencer

Ahmed, N., Wenzel, H., & Hansen, J. B. (2014). Characterization of Shredder Residues generated and deposited in Denmark. *Waste Management*, 34(7): 1279-88. doi: 10.1016/j.wasman.2014.03.017

Allegrini, E., Maresca, A., Olsson, M.E., Sommer Holtze, M., Boldrin, A., Fruergaard Astrup, T. (2014) Quantification of the Resource Recovery Potential of Municipal Solid Waste Incineration Bottom Ashes. Submitted to *Waste Management*

Andersen, J.K., Boldrin, A., Christensen, T.H. & Scheutz, C. (2010a). Mass balances and life cycle inventory for a garden waste windrow composting plant (Aarhus, Denmark). *Waste Management & Research*, 28, 1010–1020.

Andersen, J.K., Boldrin, A., Samuelsson, J., Christensen, T.H. & Scheutz, C. (2010b) Quantification of GHG emissions from windrow composting of garden waste. *Journal of Environmental Quality*, 39, 713–724.

Astrup T., Riber, C. & Petersen, A.J. (2011a) Incinerator performance: effect of changes in waste input and furnace operation on air emissions and residues. *Waste Management & Research* 29 (10) Supplement 57-68.

Astrup, T., Dall, O. & Wenzel, H. (2011b) Fastlæggelse af energidata til brug i CO₂-opgørelser. Energinotat til DAKOFA. <http://www.dakofa.dk/Portaler/klima/co2opgoerelse/Dokumenter/Energinotat.pdf> Tilgået april 2014.

Baheri, B & Meysami, P. (2001) Feasibility of funi bioaugmentation in composting a flare pit soil. *Journal of hazardous Materials B89*: 279-286.

BEK 1022:2010 Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet

Biganzoli, L. & Grosso, M. (2013) Aluminium recovery from waste incineration bottom ash, and its oxidation level. *Waste Management & Research* 31: 954-959.

Biganzoli, L., Gorla, L., Nessi, S. & Grosso, M. (2012) Volatilisation and oxidation of aluminium scrap fed into incineration furnaces. *Waste Management* 32: 2266-2272.

BIOSA Danmark Aps. (2013) Div. data for biologisk behandling af shredderaffald på et tysk anlæg stillet til rådighed for DTU.

Boughton, B. & Horvath, A. (2006) Environmental assessment of shredder residue management. *Resources, Conservation and Recycling* 47: 1-25.

Boughton, B. (2007) Evaluation of shredder residue as cement manufacturing feedstock. *Resources, Conservation and Recycling* 51: 621-642.

Brogaard, L. K-S., Stentsøe, S., Willumsen, H. C., & Christensen, T. H. (2013) Quantifying capital goods for waste landfilling. *Waste Management & Research*, 31(6), 585-598doi: 10.1177/0734242X13482032

Christensen, B.H. (1991), *Energi og miljø i Norden*, dk-Teknik, Gladsaxe.

Christensen, T.H., Gentil, E., Boldrin, A., Larsen, A.W., Weidema, B.P. & Hauschild, M.Z. (2009) C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Management & Research*, 27, 707-715.

Classen, M., Althaus, H. J., Blaser, S., Scharnhorst, W., Tuchschnid, M., Jungbluth, N. & Emmenegger, M. F. (2009) Life Cycle Inventory of metals, EcoInvent

Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T. H., and Damgaard, A. (2014). An environmental assessment system for environmental technologies. *Environmental Modelling and Software*, 60, 18-30. doi: 10.1016/j.envsoft.2014.06.007

CML (2012) CML-IA Characterization Factors. Excel spread sheet [Online] <http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/databases/cmlia/cmlia.zip>, Tilgået 31 januar 2013

Cramer, J., Malmgren-Hansen, B., Overgaard, J. & Larsen, O.H. (2006) *Metoder til behandling af tungmetalloholdigt affald – Fase 3*. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1055.

De la Cruz, F. B., Barlaz, M. (2010) Estimation of waste component-specific landfill decay rates using laboratory-scale decomposition data. *Environmental. Science & Technology*, 44, 4722–8.

DHI, 2011. Deponering af shredderaffald - Undersøgelse af driftsforhold til nedbringelse af efterbehandlingstiden. Statusrapport 2010. Rapport fra DHI for Reno Djurs. Juli 2011. DHI, Hørsholm, Danmark

Diaz, L.F., Savage, G.M., Eggerth, L.L., UNEP International Environmental Technology Centre., CalRecovery, I. (2005) *Solid waste management*. United Nations Environment Programme, Paris.

DS/CEN/TS 14405 (2004) *Karakterisering af affald – Udvaskningsegenskaber – Up-flow-gennemsvivningsprøvning*. Dansk Standard. DS/CEN/TS 14405. 1. udgave. 2004-08-23.

EC (2013) *Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC), Reference Document on Best Available Techniques in the Non Ferrous Metals Industries*. Draft February 2013. European Commission. [online]: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/NFMbw_17_04-03-2013.pdf, tilgået 4 februar 2014.

Ecoinvent. Swiss Centre for Life Cycle Inventories (2007) ecoinvent database V2.2. og 3.0 Tilgået oktober 2013 <http://www.ecoinvent.com/>

ELCD (2013) *European reference Life Cycle Database V3.0*, Tilgået oktober 2013 <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetArea.vm>

EMEP/EEA (2013) *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. Technical guidance to prepare national emission inventories*. European Environment Agency. Publications Office of the European Union. Luxembourg.

Energistyrelsen (2012) Technology Data for Energy Plants. Generation of electricity and district heating, energy storage and energy carrier generation and conversion. Energinet.dk, Energistyrelsen.

European Commission (2011) Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2011

European Council (2002) Council Decision of 19 December 2002, establishing criteria and procedures for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 of and Annex II to Directive 1999/31/EC

Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Hec, T., Hellweg, S., Hirschier, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M. & Wernet, G. (2007) Overview and Methodology,ecoinvent report No. 1. Swiss centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.

Frischknecht et. al. (1996). Ökoinventare von Energiesysteme. ETH. Zürich

Fruergaard, T., Hyks, J. & Astrup, T. (2010) Life-cycle assessment of selected management options for air pollution control. *Science of the Total Environment* 408: 46-72-4680.

Frändegård, P., Krook, J., Svensson, N. & Eklund, M. (2013) Ressource and Climate Implications of Landfill Mining. A case study of Sweden. *Journal of Industrial Ecology* 17: 742-755.

Gustavsson, D. J. I., Tumlin, S. (2013) Carbon footprints of Scandinavian wastewater treatment plants. *Water Science & Technology*, 2013, 68, 887–893.

Hansen, J.B, Hjelm, O., Christensen, B.H, Cramer, J., Kølby, T.L. & Andersen, L.K. (2013) Partnerskab for shredderaffald. Statusrapport efter 1. år. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen Miljøprojekt nr. 1467, 2013.

Hansen J.B, Hjelm O., Hyks J. (2011) Karakterisering af shredderaffald, rapport udarbejdet for Reno Djurs af DHI, Februar 2011

Hansen, J.B., Hyks, J., Ahmed, N., Wenzel, H., Wellendorph, P., Nedenskov, J., Andersen, f., Thane, J. & Therkildsen, M. (2012) Lavteknologisk genanvendelse af ressource i deponeret shredderaffald via størrelsesfraktionering. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen Miljøprojekt nr. 1440, 2012

Harder, M.K. & Forton, O.T. (2006) A critical review of developments in the pyrolysis of automotive shredder residue. *Journal of Analytical and applied Pyrolysis* 79: 387-394

Hauschild, M. Z., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Joliet, O., Margni, M., Schryver, A., Humbert, S., Laurent, A., Sala, S., Pant, R. (2012) Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 683–697.

Hirschier R. (2007) Life Cycle Inventories of Packaging and Graphical Paper, Swiss centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.

Huijbregts, M.a.J., Breedveld, L., Huppes, G., de Koning, A., van Oers, L. & Suh, S. (2003) Normalisation figures for environmental life-cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 11, 737–748.

Huisman, J. (2003) The QWERTY/EE concept: quantifying recyclability and eco-efficiency for end-of-life treatment of consumer electronic products. PhD. thesis. Technical University of Delft.

Humbert, S. (2009) Geographically Differentiated Life-cycle Impact Assessment of Human Health. Doctoral dissertation, University of California, Berkeley, Berkeley, California, USA.

Hyks, J. & Astrup, T. (2009) Influence of operational conditions, waste input and ageing on contaminant leaching from waste incinerator bottom ash: A full-scale study. *Chemosphere* 76: 1178-1184.

Høstgaard, J., Andersen, K.R., Franck, N., Knudsen, N.O., Ahmed, N.S., Wenzel, H., Dall, O., Malmgren-Hansen, B., Nielsen, E.M., Olsen, R. & Overgaard, J. (2012) Forbedret ressourceudnyttelse af shredderaffald. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1441.

Innovationspartnerskabet for shredderaffald (2013) Vurdering af shredderaffalds forbrændingsegnet. Baggrundsnotat.

IPCC (2007) IPCC Climate Change Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. [Online] <http://www.ipcc.ch/ipccreports/assessments-reports.htm>, Tilgået 31 januar 2013

Jacobsen, J.B., Møller, J., Kromann, M., Neidel, T.L. & Jensen, M.B. (2013) Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af muligheder for øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald fra dagrenovation. Miljøprojekt nr. 1458, Miljøstyrelsen.

Joung, H.T., Seo, Y.C., Kim, K., Hong, J.H. & Yoo, T.W. (2007) Distribution and characteristics of pyrolysis products from automobile shredder residue using an experimental semi-batch reactor. *Korean J. Chem. Eng.* 24: 996-1002.

Kim, I-S., Ekpeghere, K., Ha, S-Y., kim, S-H., kim, B-S., Song, B., Chun, J. Chang, J-S., Kim H-G. & Koh, S-C. (2013) An eco-friendly treatment of tannery wastewater using bioaugmentation with a novel microbial consortium. *Journal of Environmental Health, Part A* 48: 1732-1739.

Kjeldsen, P., Barlaz, M. a., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H. (2002) Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 32, 297-336.

Kjeldsen, P. & Christophersen, M. (2001) Composition of leachate from old landfills in Denmark. *Waste Management & Research*, 19, 249-256.

Laurent, A., Lautier, A., Rosenbaum, R. K., Olsen, S. I. & Hauschild, M. Z. (2011b) Normalization references for Europe and North America for application with USEtox™ characterization factors, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 16, no. 8, pp. 728-738

Laurent, A., Olsen, S.I. & Hauschild, M.Z. (2011a) Normalization in EDIP97 and EDIP2003: updated European inventory for 2004 and guidance towards a consistent use in practice. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 16, no. 5, pp.401-409.

LIPASTO (2013) LIPASTO - emission calculation system, VTT Technical Research Centre of Finland. Website. [online], tilgået 24 oktober 2013.

Malmgren-Hansen, B., Tønning, K., Cramer, J., Wismann, T., Overgaard, J. & Ottosen, L.M. (2002) Genanvendelseeffektivitet af hvidblik- og stålemballager. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt Nr. 731.

Megharaj, M., Ramakrishnan, B., Venkateswarlu, K., Sethunathan N. & Naidu, R. (2011) Bioremediation approaches for organic pollutants: A critical perspective. *Environment International* 37: 1362-1375.

Mønster, J., Kjeldsen, P., Scheutz, C. (2013) Metanemissioner fra deponierne ved Glatved, Odense, Audebo og Avedøre. Rapport til DepoNet. Juni 2013, Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet, Kongens Lyngby, Danmark.

Nedenskov, J. (2011) Forsøg med forbrænding af shredderaffald. Rapport for Amagerforbrænding. Nielsen, E. M., Hundebøl, I., Hansen K.W., Johansen, M.S., Nørholm, N.D. & Overgaard, J. (2006) Undersøgelse af mulighederne for termisk oparbejdning af mekanisk separeret shredderaffald. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt Nr. 1133.

Norddjurs Kommune (2009) Nedsivningstilladelse. Tilladelse efter §19 i Miljøbeskyttelsesloven. Nedsivning af perkolat og overfaldevand fra deponeringsanlæg etape IIa meddelt til Reno Djurs I/S, Nymandsvej 11, 8444 Balle.

Poulsen, P.B., Westborg, S. & Cramer, J. (2011) Forprojekt til analyse af shredderaffald ifht. farlighed. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt Nr. 1374.

Quaghebeur, M., Laenen, B., Geysen, D., Nielsen, P., Pontikes, Y., Van Greven, T. & Spooren, J. (2013) Characterization of landfilled materials: screening of enhanced landfill mining potential. *Journal of Cleaner Production* 55: 45-55.

Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Gold, L.S., Huijbregts, M.A.J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H.F., MacLoad, M., Margni, M., McKone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., van de Meent, D. & Hauschild, M.Z. (2008) USEtox – the UNEP-SETEC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int J life Cycle Assess* 13: 532-546.

Roy, C. & Chaala, A. (2001) Vacuum pyrolysis of automobile shredder residues. *Ressources, Conservation and Recycling* 32: 1-27.

Santini, A., Passarini, F., Vassura, I., Serrano, D., Dufour, J. & Morselli, L. (2012) Auto shredder residue recycling: Mechanical separation and pyrolysis. *Waste Management* 32: 852-858.

Scheutz C., Fredenslund, A., Nedenskov, J., Kjeldsen, P. (2010a) Release and fate of fluorocarbons in a shredder residue landfill cell: 1. Laboratory experiments, *Waste Management*, 30, 2153-2162.

Scheutz C., Fredenslund, A., Nedenskov, J., Kjeldsen, P. (2010b) Release and fate of fluorocarbons in a shredder residue landfill cell: 2. Field Investigations, *Waste Management*, 30, 2163-2169.

Scheutz C., Fredenslund, A., Nedenskov, J., Samuelsson, J., Kjeldsen, P. (2011) Gas production, composition and emission at a modern disposal site receiving waste with a low-organic content, *Waste Management*, 31, 946-955.

Shafer, M. M.; Overdier, J. T.; Armstrong, D. E. (1998) Removal, Partitioning, And Fate Of Silver And Other Metals In Wastewater Treatment Plants And Effluent-Receiving Streams. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 17, 630-641.

Sleeswijk A.W., van Oers L.F., Guinée J.B., Struijs J. & Huijbregts M.A. (2008) Normalisation in product life cycle assessment: an LCA of the global and European economic systems in the year 2000., *The Science of the Total Environment*, vol. 390, no. 1, pp. 227–40,

Srogi, K. (2008) An overview of current processes for the thermochemical treatment of automobile shredder residue. *Clean Techn. Environ. Policy* 10: 235-244.

Stripple H. (2001) *Life Cycle Assessment of Road, a Pilot Study for Inventory Analysis*. 2nd ed. Gothenburg: The Swedish Environmental Research Institute.

UNCTAD (2013) *Infocomm, Market Information in the Commodities Area, Rubber*. <http://ro.unctad.org/inforcomm/anglais/rubber/market.htm>. Tilgæet november 2013.

USLCI (2013) U.S. Life Cycle Inventory Database, <https://www.lcacommons.gov/nrel/search>, Tilgæet oktober 2013

van Oers L., de Koning A., Guinée J.B. & Huppes G. (2002) Abiotic resource depletion in LCA - Improving characterisation factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA Handbook. DWW report, Delft; see <http://www.cml.leiden.edu/research/industrialecology/researchprojects/finished/abiotic-depletion-lcia.html>

Weidema, B. & Wesnæs, M.S. (1996) Data quality management for life cycle inventories-an example of using data quality indicators. *J. Cleaner Products* 4: 167-174.

Wenzel, H. & Brogaard, L. K. (2011) Fastlæggelse af data for materialegenanvendelse til brug i CO₂-opgørelser, Affald Danmark. <http://www.dakofa.dk/Portaler/klima/co2opgoerelse/default.aspx>

Yoshida, H., Christensen, T.H., Guildal, T., Scheutz, C. (2013) A comprehensive substance flow analysis of a municipal wastewater and sludge treatment plant. *Chemosphere*. In press.

Zolezzi, M., Nicoletta, C., Ferrara, S., Jacobucci, C. & Rovatti, M. (2004) Conventional and fast pyrolysis of automobile shredder residues (ASR). *Waste Management* 24: 691-699.

Bilag 1: Liste over processer fra databaser anvendt i LCA'en

Nedenstående tabel viser de processer fra LCA-databaser, som er benyttet til EASETECH-modelleringen af behandling af deponeret shredderaffald.

Database	Proces
EASETECH	Road, Long haul truck, Euro3, 25t, Generic, 2006
EASETECH	Marginal Electricity Consumption incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, 2006
EASETECH	electricity, natural gas, at power plant, NORDEL
EASETECH	District Heating, marginal average, (DK), kWh, 2012
EASETECH	Natural Gas in Industry Burner (prod + comb), >100 kW, 1996
EASETECH	Extraction of sub-base material - gravel (L/S 10)
EASETECH	Aluminum, Al (Primary), World average, 2005
EASETECH	LPG (prod + comb), kg, TERMINATED, 1990
EASETECH	LIMITED - Glass - bottle (primary), EDIP, 1990
EASETECH	Natural gas, EU-27, ELCD, 2002 - corrected
EASETECH	Water from Waterworks, Sweden, 2008
EASETECH	Collection Vehicle, 10t Euro3, urban traffic, 1 liter diesel, 2006
EASETECH	Hard Coal in Power Plant (prod + comb), EU-15, 2003
EASETECH	Oxygen, EU-27, ELCD, 2005 - corrected
EASETECH	Steel Sheets (97.75% primary), Sweden, 2008
EASETECH	District Heating, Scania county, kWh, SE, 2008
EASETECH	Polyethylene high density granulate (PE-HD), RER, ELCD, 1999 - corrected
EASETECH	brass, at plant, CH
EASETECH	Process water, RER, ELCD, 2005 - corrected
EASETECH	LIMITED - Hydrated Lime, CaOH ₂ , EU-27, ELCD, 2007
EASETECH	lead, primary, at plant, GLO
Ecoinvent 2.2	Light fuel oil, burned in industrial furnace 1 M, non-modulating, RER, modified
EASETECH (EDIP, IPU-NF-E2752)	Production and Combustion of Diesel Oil in Truck, EU2, 1998
EASETECH (UUID)	Sodium chloride (NaCl), RER, ELCD, 1996 - corrected
EASETECH (UUID)	Sodium hydroxide (NaOH), RER, ELCD, 1996 - corrected
Ecoinvent 2.2	polyethylene, HDPE, granulate, at plant, RER
Ecoinvent 2.2	copper, primary, at refinery, RER
Ecoinvent 2.2	copper, secondary, at refinery, RER
Ecoinvent 2.2	lead, secondary, at plant, RER
Ecoinvent 2.2	zinc, primary, at regional storage, RER
Ecoinvent 2.2	heat, natural gas, at boiler atmospheric low-NOx non-modulating <100kW, RER
ELCD	LIMITED - Limestone, CaCO ₃ , EU-27, ELCD, 2006
LIPASTO ILCD	Wheel loader, combustion 1L of diesel, 2003/20
LIPASTO ILCD	Earth moving lorry, Gross vehicle mass 32t, pay load capacity 19t, Highway driving, EURO4 LIPASTO
LIPASTO ILCD	Bulldozer, combustion 1L of diesel, 2003/2011

Bilag 2: Kemisk sammensætning af deponeret shredderaffald

Den kemiske sammensætning af deponeret shredderaffald, som benyttedes til modellering vha. EASETECH-modellen, er vist i tabellen. Værdierne bygger på data fra bl.a. Hansen et al. (2012) og Ahmed et al. (2014), som beskrevet i detaljer i afsnit 3.2. Den kemiske sammensætning af fraktionen >10 mm bygger ligeledes på de førnævnte kilder mht. til den relative fordeling af materialefraktioner, hvorimod den kemiske sammensætning af materialefraktionerne stammer fra EASETECH-databasen. Det gøres opmærksom på, at brændværdierne er beregnet på basis af hele størrelsesfraktionen inklusiv metaller egnet til genanvendelse.

Kemisk sammensætning	Deponeret shredderaffald, <1 mm	Deponeret shredderaffald, 4-1 mm	Deponeret shredderaffald, 4-10 mm	Deponeret shredderaffald, >10 mm
Water (%)	2,8	2	3,3	4,6
TS (%)	97,2	98	96,7	95,6
VS (%TS)	16	17	55	46
Aske (%TS)	84	83	45	54
Nedre brændværdi (MJ/kgTS)	3,2	5,6	16,8	15,2
C bio (%TS)	1,9	3,6	7,3	7,7
C fossil (%TS)	6,3	11,8	24,1	26,4
Ca (%TS)	3,3	3,8	3,2	1,1
Cl (%TS)	0,20	0,70	1,56	1,48
K (%TS)	0,66	0,60	0,26	0,21
N (%TS)	0,3	0,4	0,74	1,4
Na (%TS)	0,92	1,27	0,47	0,17
P (%TS)	0,13	0,11	0,081	0,042
S (%TS)	0,24	0,16	0,16	0,12
Al (%TS)	2,38	3,212	5,261	2,184
As (%TS)	0,00308	0,00379	0,00262	0,000311
Ba (%TS)	0,212	0,282	0,242	-
Be (%TS)	7,66E-05	5,69E-05	-	-
Br (%TS)	0,00732	0,018	0,0538	-
Cd (%TS)	0,00198	0,00064	0,00102	0,0000541
Co (%TS)	0,00809	0,0316	0,0031	-
Cr (%TS)	0,0982	0,393	0,840	0,00430
Cu (%TS)	1,38	1,82	1,32	1,25
Fe (%TS)	19,7	28,4	19,5	17,6
Hg (%TS)	0,000144	7,77E-05	5,29E-05	4,92E-06
Mg (%TS)	0,579	0,605	0,463	0,0558
Mo (%TS)	0,00652	0,01549	0,00796	0,000191
Ni (%TS)	0,0521	0,148	0,0991	0,00141
Pb (%TS)	0,22	0,517	1,04	0,052
Sb (%TS)	0,0109	0,0213	0,0319	-
Sn (%TS)	0,0301	0,0955	0,0119	-
Sr (%TS)	0,0388	0,0531	0,0209	-
Ti (%TS)	0,386	0,297	0,243	-
V (%TS)	0,00893	0,0120	0,0110	-
Zn (%TS)	2,42	1,65	11,4	0,07

Bilag 3: LCI for el-og varmeproduktion

Elektricitet

Livscyklusopgørelse og dokumentation for 1 kWh marginal dansk elektricitet "Marginal Electricity Consumption incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, 2006" fra EASETECH-databasen.

Navn	Emissioner	Underafdeling	Mængde	Enhed
Arsenik	luft	uspecificeret	4,56E-09	kg
Cadmium	luft	uspecificeret	3,52E-10	kg
Kuldioxid, fossilt	luft	uspecificeret	0,916	kg
Kulilte, fossilt	luft	uspecificeret	9,87E-05	kg
Krom	luft	uspecificeret	6,61E-09	kg
kobber	luft	uspecificeret	4,43E-09	kg
Bly	luft	uspecificeret	6,73E-09	kg
Kviksølv	luft	uspecificeret	9,21E-09	kg
Nikkel	luft	uspecificeret	9,5E-09	kg
NOx'er	luft	uspecificeret	0,000661	kg
Lattergas	luft	uspecificeret	8,05E-06	kg
NMVOOC, non-methane volatile organic compounds, uspecificeret oprindelse	luft	uspecificeret	1,29E-05	kg
Selen	luft	uspecificeret	6,25E-08	kg
Svovldioxid	luft	uspecificeret	0,000221	kg
Zink	luft	uspecificeret	1,4E-08	kg
Metan, fossilt	luft	uspecificeret	1,29E-05	kg
Partikler, < 2.5 um	luft	uspecificeret	3,48E-05	kg
	Forbrug			
Heavy fuel oil, EU-15, ELCD, 2003- corrected			0,00493	kg
Hard coal, EU-27, ELCD, 2002 - corrected			0,394	kg

Teknologi

Produktion af 1 kWh elektricitet beregnet som et gennemsnit af syv danske elektricitetsværker (seks kraftvarmeverker samt ét værk der kun producerer elektricitet). Disse værker blev identificeret som de værker, der kan regulere elektricitetsproduktionen i forhold til markedets efterspørgsel, dvs. de er de "marginale" elektricitetsværker.

Input

Kul (primærbrændsel) og olie.

Output

1 kWh elektricitet leveret til forbrugerne. LCI'en inkluderer et tab på 2 % ved distribution.

Proces

Kul og olie benyttes til energiproduktion. Luftemissioner er inkluderet ligesom faste affaldsfraktioner fra forbrændingsprocessen. Minedrift, forarbejdning og transport af kul og olie er inkluderet i LCI'en.

Geografisk placering

Denmark

År

2006

Datakilder

Data stammer fra en undersøgelse foretaget af Energinet.dk i samarbejde med Dansk Standard. Formålet med samarbejdet var at fremstille miljøcertifikater for dansk elektricitet, ikke for en gennemsnitlige kWh, men for den elektricitetsproduktion, som bliver påvirket af markedets efterspørgsel. Data er senere blevet opdateret fra 2005 til 2007. Tungmetalemissionerne er et gennemsnit fra tre danske kraftvarmeværker (Grønt regnskab 2006 for Esbjerg [2], Asnæs (linje 2+5) [3] og Stignæs (linje 1+2) [4]).

Datakvalitet (dqi=god)

Data blev indsamlet som et gennemsnit fra syv danske kraftvarmeværker, men korrigeret således at kul blev det dominerende brændsel. Dette skyldes, at kul er brændslet, som påvirkes, når værket reagerer på markedets efterspørgsel [1]. Tungmetalemissioner baserer sig på tre kraftvarmeværker og anses for at være relativt veldokumenterede.

Note

Elektricitet produceres på seks af de syv værker i forbindelse med varmeproduktion. Derfor skal ressourceforbrug, emissioner osv. allokeres mellem de to produkter. Dette gøres i [1] baseret på energikvalitet, som er en metode, der allokerer en relativ stor del af ressourceforbruget og emissionerne til elektricitetsproduktionen. Tungmetalemissionerne blev allokeret på tilsvarende måde.

Referencer

1. Behnke, K. (2006): Notat om deklARATION af fremtidigt elforbrug, Energinet.dk, Danmark.
2. DONG Energy (2007): Esbjergværket. Grønt regnskab 2006.
3. DONG Energy (2007): Asnæsværket. Grønt regnskab 2006.
4. DONG Energy (2007): Stignæsværket. Grønt regnskab 2006

Varme

Livscyklusopgørelse og dokumentation for 1 kWh dansk gennemsnitlig fjernvarme "District Heating, marginal average, (DK), kWh, 2012" fra EASETECH-databasen

Navn	Emissioner	Underafdeling	Mængde	Enhed
Metan, fossilt	luft	uspecificeret	0,000175	kg
Kuldioxid, fossilt	luft	uspecificeret	0,15	kg
Lattergas	luft	uspecificeret	5,76E-06	kg
Svovllite	luft	uspecificeret	0,000283	kg
NOx'er	luft	uspecificeret	0,000407	kg

LCI'en bygger på Energistyrelsen (2011): "Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser i energisektoren" som beskrevet i Jakobsen et al. (2013) s. 79-80. Brændselssammensætningen består af 22 % træ, 21 % naturgas, 20 % affald, 16 % kul, 8 % halm, 7 % olie og 5 % biogas.

Kritisk gennemgang af livscyklusvurdering af behandling af deponeret shredderaffald

- Afsluttende review

Udarbejdet af:

Bjørn Malmgren-Hansen, Mathias Sehested Høeg Kemner og Trine Henriksen

Teknologisk Institut

Marts 2014

1 Afgrænsning

Metode for review

Den kritiske gennemgang følger retningslinjerne for review af livscyklusvurderinger beskrevet i følgende standarder:

- ISO 14040 (Miljøledelse – Livscyklusvurdering – Principper og struktur)
- ISO 14044 (Miljøledelse – Livscyklusvurdering – Krav og vejledning).

Der udføres en vurdering af om nærværende livscyklusvurdering (LCA) stemmer overens med standarderne. Det vurderes om; metoderne er videnskabeligt og teknisk gyldige; anvendte data er hensigtsmæssige ift. LCA'ens formål; rapportens fortolkninger afspejler de identificerede begrænsninger og LCA'ens formål; samt om LCA-rapporten er gennemskuelig og konsekvent.

Reviewerne

Den kritiske gennemgang er foretaget af eksterne parter fra Teknologisk Institut. Trine Henriksen og Mathias Sehested Høeg Kemner udarbejder til daglig livscyklusvurderinger i forbindelse med større projekter og/eller opgaver for private virksomheder. Bjørn Malmgren-Hansen har stor indsigt i den tekniske håndtering af shredderaffald.

Omfang af review

Selve LCA-modellen i EASETECH, som er anvendt til beregning, undergår ikke review. Kortlægningen af livscyklus er således blevet vurderet ud fra DTU Miljø's beskrivelser, og en længere dialog omkring kvaliteten af data har været i gang.

Forud for den endelige LCA-rapport er to tidligere rapportudkast fra DTU Miljø blevet reviewet. Reviewers kommentarer omhandlede overordnet set præcisering af formuleringer, diskussion af datakilder og datakvalitet, anvendelighed af resultaterne for toksicitet samt væsentlige teknologiske antagelser. Reviewere mener, at der er foregået en konstruktiv dialog med DTU Miljø igennem review-processen.

2 Processen for kritisk gennemgang

Review af det første modtagne rapportudkast blev foretaget i perioden oktober-november 2013 og overleveret under et møde imellem DTU Miljø og Teknologisk Institut den 26. november 2013.

Review af efterfølgende rapportudkast blev foretaget i perioden december-januar 2013-2014 og overleveret under et møde imellem DTU Miljø og Teknologisk Institut den 13. januar 2014. Også projektets følgegruppemedlemmer og Miljøstyrelsen modtog dette rapportudkast til kommentering. DTU Miljø har udarbejdet den endelige rapport for livscyklusvurdering på basis af alle kommentarerne til dette rapportudkast.

Dette afsluttende review summerer de væsentligste kommentarer til livscyklusvurderingen.

3 Review

Rapportering

Det vurderes, at rapporten er logisk, gennemskuelig og konsekvent opbygget i forhold til at kunne analysere de forskellige scenarier for behandling af deponeret shredderaffald.

Anvendte metoder, herunder naturvidenskabelig og teknisk gyldighed

Det vurderes, at anvendte metode stemmer overens med gældende standarder. Afgrænsning af livscyklusvurderingen inkluderer de væsentlige informationer, fx funktionel enhed, inkluderede/ekskluderede processer samt beskrivelse af datakvalitet og de valgte metoder til vurdering af potentielle miljøpåvirkninger.

Frem for at anvende tilskrivningsmodellering, er det valgt at lave en konsekvens-LCA, hvor allokeringsproblematikken undgås ved at udvide systemgrænserne, så affaldssystemet krediteres for den undgåede produktion af substituerede produkter. Dette vurderes at være korrekt ift. LCA'ens formål, som er at analysere konsekvenserne ved forskellige alternative scenarier for behandling af deponeret shredderaffald i forhold til et basisscenarie.

DTU Miljø har valgt at følge ILCD-håndbogens anbefalinger af karakteriseringsfaktorer og normaliseringsfaktorer, hvilke afspejler de videnskabeligt set mest anerkendte metoder.

Overordnet vurderes det således, at de anvendte metoder er naturvidenskabeligt og teknisk gyldige samt velegnede til det aktuelle formål.

Anvendte data

Både tekst og figurer i rapporten giver et overblik over hvilke processer og flows der er inkluderede. Figurerne detaljeringsgrad vurderes at afspejle LCA-modellens detaljeringsgrad.

Der gives en grundig beskrivelse af forudsætningerne og antagelserne i alle scenarierne samt anvendte data, inklusiv begrænsningerne ved den anvendte data. Undervejs i review-processen blev givet forslag til formulermæssige præciseringer, hvilke DTU Miljø generelt set har imødekommet.

Teknologibeskrivelse

Der gives overordnet set en fyldestgørende teknologibeskrivelse. Valget af teknologier vurderes som rimelig i betragtning af, at tilgængeligheden af data er begrænset. Det være data for kompositionen samt sorteringen og behandlingen af shredderaffald.

En væsentlig teknologisk antagelse i livscyklusvurderingen er sorteringsprocessen, idet graden af sortering af shredderaffaldet påvirker resultaterne. Livscyklusvurderingen antager sorteringsteknologien beskrevet i Hansen et.al (2012). Rapporten Hansen et al. (2012) beskriver et lavteknologisk og simpelt koncept med en kaskade af sorteringsenheder.

En indsigelse imod livscyklusvurderingens brug af konceptet beskrevet i Hansen et al. (2012) er, at konceptet er for simpelt til at kunne udvinde materialerne som antaget i livscyklusvurderingen, idet materialerne ikke vil være tilstrækkeligt separerede fra hinanden uden yderligere mekanisk neddeling. Der har dog ikke været anden og bedre data tilgængelig, hvilket forklarer anvendelsen af Hansen et al. (2012).

En anden væsentlig teknologisk antagelse er hvor stor en del af de producerede metalfraktioner fra eddy-current- og EMS-processerne, der kan genanvendes. Livscyklusvurderingen antager sorteringseffektiviteter på 92-95 %. Reviewere vurderer, at de producerede metalfraktioner formentlig kan genanvendes, men de vil være en blanding af metaller og affald som kræver yderligere oparbejdning med anden teknologi for at kunne afsættes til smelteværker. Ekstern oparbejdning af metalblandingerne med forbrug af ressourcer og forventede udbytter er ikke behandlet i livscyklusvurderingen.

Reviewere påpegede, at det – ved brug af forsøgsdata i Bilag E i Hansen et. al (2012) – kan beregnes, at kun 66 % af non-ferro metallerne kan genanvendes. Efter samtale med DTU Miljø valgte DTU Miljø imidlertid i stedet at anvende flowdiagrammet på Figur 6.2 i Hansen et al. (2012) med begrundelsen at Figur 6.2 er af mere generisk karakter end Bilag E og dermed stemmer bedre overens med rapportens indgangsvinkel, som er at vurdere gennemsnitlige fremfor konkrete anlæg. DTU Miljø har dog valgt at udbygge livscyklusvurderingen med en følsomhedsanalyse med lavere sorteringseffektiviteter end antaget i hovedrapporten.

Endelig foretages i livscyklusvurderingens hovedrapport en tredje væsentlig teknologisk antagelse, som er at affaldsforbrændingsanlægget har højere virkningsgrader end pyrolyse/forgasningsanlægget. Da dette har stor betydning for resultaterne, blev det i fællesskab besluttet at lave en følsomhedsanalyse med lige så høje virkningsgrader for pyrolyse/forgasningsanlægget som for affaldsforbrændingsanlægget.

Præsentation og fortolkning af resultater

Livscyklusvurderingens resultater er præsenteret på scenarie- og delprocesniveau, hvilket giver mulighed for dels at sammenligne på tværs af scenarierne dels at forstå de enkelte scenarier i detaljer. Der gives delkonklusioner for de totale hhv. processpecifikke miljøpåvirkninger, hvormed der opnås et overblik over de væsentligste resultater.

Baggrunden for resultaterne beskrives detaljeret i en grad der svarer til kompleksiteten af analysen. Beskrivelsen af resultaternes begrænsninger er grundig og redegør for forbeholdene ved brug af resultaterne. Det vurderes, at fortolkningerne af resultaterne overordnet afspejler de identificerede begrænsninger og livscyklusvurderingens formål i tilfredsstillende grad.

Der er foregået en diskussion af usikkerheden af resultaterne for toksicitet hvad angik datakvalitet af processen for zinkgenanvendelse og primærproduktion, idet zink dominerede udslaget af toksicitet. DTU Miljø har besluttet at opdatere data for zinkgenanvendelse således, at de toksiske miljøpåvirkninger ikke længere dominerer. Endelig har DTU Miljø valgt ikke at drage konklusioner om scenariers rangorden på basis af toksiske miljøpåvirkningskategorier.

4 Konklusioner på review

Det konkluderes, at LCA-rapporten om behandling af deponeret shredderaffald opfylder de formelle krav i ISO 14044. Dette inkluderer valget af konsekvens-LCA og miljøpåvirkningskategorier samt fortolkningen af resultaterne.

Rapporten indeholder en grundig beskrivelse af anvendte data. I nogle tilfælde ses det, at anvendte teknologidata ikke afspejler antagelserne i livsvurderingen, hvilket mest af alt skyldes at bedre data ikke har været tilgængelig. Begrænsningerne ved anvendte data imødekommes dog i rapportens følsomhedsanalyser og generelle databeskrivelse.

Livscyklusvurdering af behandling af deponeret shredderaffald

Denne rapport indeholder en livscyklusvurdering (LCA) af forskellige behandlingsmetoder for deponeret shredderaffald. LCA'en sammenligner potentielle miljøpåvirkninger og forbrug af abiotiske ressourcer ved nyttiggørelse af deponeret dansk shredderaffald fra perioden 2000-2009 med et referencescenarie, hvor deponering af shredderaffaldet fortsætter som hidtil.

Behandlingsscenarierne inkluderer opgravning og sortering af shredderaffaldet i et antal genanvendelsesfraktioner samt energiudnyttelse af sorteringsresten med enten forbrændings- eller pyrolyseteknologi. I alle scenarier gen-deponeres en væsentlig del af shredderaffaldet med eller uden forudgående biologisk behandling. Scenarierne er udformet med stigende udsortering af genanvendelige materialefraktioner i form af jern og aluminium, kobber, messing, bly og zink, og plast og glas.

Det overordnede resultat af LCA'en var, at behandlingsscenarierne med udsortering af genanvendelsesfraktioner i forbindelse med forbrænding af sorteringsresten i et affaldsforbrændingsanlæg udviste miljøbesparelser i samtlige miljøpåvirkningskategorier såvel som mht. forbrug af abiotiske ressourcer. Scenarierne med pyrolyse og forgasning som energiudnyttelsesteknologier udviste miljøbelastninger i drivhuseffektkategorien og mindre miljøbesparelser end forbrændingsscenarierne i de resterende ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier.

Behandling af deponeret shredderaffald viste under de givne forudsætninger at være afhængig af, om energiudnyttelsen af sorteringsresten foregik ved forbrænding eller ud fra pyrolyseprodukter. Der blev udført et antal følsomhedsanalyser for blandt andet at undersøge, om rangordenen af scenarierne ændrede sig ved ændrede forudsætninger om energiudnyttelse. Ved antagelse om at der produceredes el i pyrolysescenarierne, eller at den marginale varmeproduktion var mere fordelagtig for energiudnyttelse, byttede behandlingsmetoderne rangordenen i et antal påvirkningskategorier, og miljøvurderingen er således ikke robust over for ændringer af disse forudsætninger.



**Miljø- og
Fødevareministeriet**
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www.mst.dk