



Miljø- og  
Fødevareministeriet  
Miljøstyrelsen

# Livscyklusvurdering af behandling af imprægneret træaffald

Miljøprojekt nr. 1938

Maj 2017

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Trine Henriksen, Teknologisk Institut

Thomas Mark Venås, Teknologisk Institut

Niels Morsing, Teknologisk Institut

ISBN: 978-87-93529-96-0

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. 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

<b>Forord</b> .....	<b>5</b>
<b>Sammenfatning</b> .....	<b>6</b>
<b>Summary</b> .....	<b>10</b>
<b>1. Indledning og formål</b> .....	<b>14</b>
<b>2. Tidligere undersøgelser og udført fuldskalaforsøg</b> .....	<b>15</b>
2.1 Tidligere undersøgelser .....	15
2.2 Fuldskala forbrændingsforsøg .....	16
<b>3. Afgrænsning og udformning</b> .....	<b>17</b>
3.1 Overordnede principper .....	17
3.2 Funktionel enhed .....	17
3.3 Tidsmæssig, geografisk og teknologisk afgrænsning .....	18
3.4 Systemgrænser .....	18
3.5 Allokering/systemudvidelse .....	19
3.6 Miljøpåvirkningskategorier, LCIA-metoder og fortolkning af resultater .....	19
3.7 LCA-modellen EASETECH.....	21
3.8 Datagrundlag .....	21
3.9 Ikke-kvantitative vurderinger .....	22
3.10 Begrænsninger .....	22
3.11 Proces mht. kritisk review .....	22
3.12 Rapportformat .....	22
3.13 Tilsigtet anvendelse .....	22
<b>4. Scenarier, sammensætning af imprægneret træ og transport</b> .....	<b>23</b>
4.1 Scenarier.....	23
4.1.1 Scenarie 0: Nuværende situation .....	23
4.1.2 Scenarie 1: Deponering .....	25
4.1.3 Scenarie 2: Behandling på forgasningsanlæg .....	25
4.1.4 Scenarie 3: Forbrænding på træfyret kraftværk .....	26
4.1.5 Scenarie 4: Dedikeret forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg .....	27
4.1.6 Scenarie 5: Medforbrænding på affaldsforbrændingsanlæg .....	29
4.2 Sammensætning af imprægneret træaffald .....	31
4.3 Transport.....	34
<b>5. Livscyklusopgørelser</b> .....	<b>35</b>
5.1 LCI af behandlingsprocesser .....	35
5.1.1 Neddeling og sortering af imprægneret træ.....	35
5.1.2 Deponering af imprægneret træ .....	35
5.1.3 Forgasning af imprægneret træ.....	39
5.1.4 Forbrænding af imprægneret træ på træfyret kraftværk.....	43
5.1.5 Forbrænding af imprægneret træ på affaldsforbrændingsanlæg.....	46
5.2 Marginal energiproduktion .....	50
5.2.1 Marginal el.....	51
5.2.2 Marginal fjernvarme .....	51

5.3	Udvalgte datasæt for primærproduktion og genanvendelse.....	52
<b>6.</b>	<b>Resultater af livscyklusvurderingen.....</b>	<b>53</b>
6.1	Vurdering af de samlede potentielle miljøpåvirkninger .....	53
6.1.1	Konklusioner mht. samlede potentielle miljøpåvirkninger .....	56
6.2	Potentielle miljøpåvirkninger på delprocesniveau.....	57
6.2.1	Scenarie 0 – Nuværende situation for behandling af imprægneret træ .....	57
6.2.2	Scenarie 1 – Deponering af imprægneret træ .....	57
6.2.3	Scenarie 2 – Forgasning af imprægneret træ.....	59
6.2.4	Scenarie 3 – Forbrænding af imprægneret træ på træfyret kraftværk .....	62
6.2.5	Scenarie 4 – Dedikeret forbrænding af imprægneret træ på affaldsforbrændingsanlæg .....	64
6.2.6	Scenarie 5 – Medforbrænding af imprægneret træ på affaldsforbrændingsanlæg .....	66
6.2.7	Konklusioner omkring potentielle miljøpåvirkninger på procesniveau .....	68
<b>7.</b>	<b>Følsomhedsanalyser.....</b>	<b>70</b>
7.1	Udvælgelse af følsomhedsanalyser .....	70
7.2	Resultater .....	71
7.2.1	Ændring af elmarginal .....	71
7.2.2	Ændring af fjernvarmemarginal til ren naturgas .....	77
7.2.3	Fjernvarmeproduktion på træfyret kraftværk .....	78
7.2.4	Deponering af slagger/bundaske i Danmark i scenarie 4 og 5.....	80
7.3	Konklusion på baggrund af følsomhedsanalyser.....	82
<b>8.</b>	<b>Overordnede konklusioner.....</b>	<b>83</b>
	<b>Referencer .....</b>	<b>84</b>
	Bilag 1: LCI for nyttiggørelse af bundaske fra træfyret kraftværk .....	88
	Bilag 2: LCI for marginal el og fjernvarme .....	91
	Bilag 3: Karakteriserede potentielle miljøpåvirkninger.....	94
	Bilag 4: Geografisk specifikation af miljøpåvirkningernes oprindelse.....	95
	Bilag 5: Følsomhedsanalyser – toksiske resultater .....	97
	Bilag 6: Beregnet kulstoflagring ved deponering af imprægneret træaffald .....	100
	Bilag 7: Eksternt review udført af BIO Intelligence .....	101

# Forord

Denne rapport indeholder en livscyklusbaseret miljøvurdering (LCA) af behandling af imprægneret træaffald i Danmark. Undersøgelsen er gennemført med henblik på at vurdere den miljømæssigt mest hensigtsmæssige måde at håndtere imprægneret træaffald.

Livscyklusvurderingen blev udført af Teknologisk Institut for Miljøstyrelsen i perioden august-december 2014. Rapporten indgår i en række undersøgelser vedrørende bedre ressourceudnyttelse, hvori såvel den miljømæssige som den samfundsøkonomiske konsekvens for forskellige scenarier vedr. affaldshåndtering af imprægneret træ, træ til genanvendelse, shredderaffald samt fjernvarmerør undersøges. Programledelsen af disse projekter er overordnet håndteret og koordineret af Deloitte.

Livscyklusvurderingen blev udført vha. EASETECH, som er et LCA-værktøj beregnet til miljøvurdering af affaldssystemer. Den udarbejdede LCA-rapport er genstand for eksternt review af et team fra BIO (Deloitte i Frankrig). Den principielle metodik er reviewet af Michael Hauschild, DTU Management.

Livscyklusvurderingen blev udført i overensstemmelse med principperne for LCA, som beskrevet i DS/EN ISO standarderne 14040 og 14044. Afrapporteringen følger ISO-standardens krav til en LCA der er beregnet til offentliggørelse, med inddragelse af eksterne LCA-eksperter, som udførte en kritisk gennemgang af rapporten, samt en følgegruppe bestående af danske interessenter inden for området.

Fra Miljøstyrelsen deltog Thilde Fruergaard Astrup og Katrine Smith.

Følgegruppen bestod af:

Leif Andersen Slot, Frøslev Træ  
Bjarne Lund Johansen, Træinformation  
Kirsten Bojsen, Vestforbrænding I/S  
Hanne Johnsen, Dansk Affaldsforening  
Kim Nytofte-bæk, RGS90 A/S  
Finn Pedersen, Marius Pedersen A/S  
Morten Carlsbæk, DAKOFA  
Svend-Erik Jepsen, Dansk Industri

Endvidere har følgende deltaget i følgegruppen:

Deloitte (program koordinator)  
Teknologisk Institut (faglig leverandør)

Teknologisk Institut, 2015

# Sammenfatning

## Indledning

Denne rapport, udarbejdet af Teknologisk Institut, omfatter en livscyklusbaseret miljøvurdering (LCA) af alternative scenarier for behandling af imprægneret træaffald. Nærværende LCA omhandler imprægneret træaffald genereret inden for Danmarks grænser.

Udgangspunktet for affaldshåndteringssystemet er imprægneret træaffald indsamlet på genbrugspladser, med storskrald eller fra bygge- og anlægsaktiviteter. Imprægneret træaffald udsorteres fra genanvendeligt træaffald. Udsorteret imprægneret træaffald deponeres i Danmark eller transporteres til udenlandske anlæg, der er godkendte til forbrænding af imprægneret træaffald.

Der er foretaget en fremadrettet miljøvurdering, der så vidt muligt anvender data der repræsenterer "bedst tilgængelig teknologi" for de inkluderede teknologier for behandling af træaffald. Målet er, at det anvendte teknologiniveau er repræsentativt for behandling af træaffald inden for en overskuelig fremtid (vurderet til at være frem til år 2030).

LCA'ens normaliserede resultater – i form af potentielle miljøpåvirkninger - danner baggrund for en rangordning af de vurderede behandlingsscenarier for at belyse de potentielle miljøkonsekvenser ved seks forskellige behandlingsscenarier; 0) nuværende situation for behandling af imprægneret træaffald, 1) deponering i Danmark, 2) forgasning i Danmark, 3) forbrænding på træfyret kraftværk i Tyskland, 4) dedikeret forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg i Danmark og 5) medforbrænding på affaldsforbrændingsanlæg i Danmark.

## Metode

Livscyklusvurderingen (LCA'en) er udført som en konsekvens-LCA, hvor miljøkonsekvenserne blev opgjort relateret til seks forskellige behandlingsscenarier for imprægneret træaffald. I overensstemmelse med konsekvenstilgangen er der gjort brug af systemudvidelser for kreditering af undgåede forbrug og emissioner i forbindelse med genanvendelse af skruer, søm o. lign. samt energiudnyttelse af det imprægnerede træaffald. Der er suppleret med allokerede gennemsnitsdata fra Ecoinvent og ELCD samt energi-allokerede data for dansk kulfyret el. Livscyklusvurderingen er udført efter ILCD-vejledningen, der med sin kombination af tilskrivnings- og konsekvens-LCA foreskriver netop dette.

Livscyklusvurderingen er gennemført i overensstemmelse med de internationale standarder ISO 14040 og ISO 14044. Ved valg af LCIA-metoder og miljøpåvirkningskategorier er anbefalingerne i ILCD-håndbogen fulgt (JRC, 2011).

Livscyklusvurderingen er udarbejdet vha. EASETECH-modellen, udviklet af Danmarks Tekniske Universitet.

## Forudsætninger

Indsamlingen af data for behandlingsscenarierne i projektet er foregået gennem en kortlægning af den nuværende situation, gennemførelse af et større forbrændingsforsøg af trykimprægneret træ hos Renosyd I/S samt et litteraturstudie af eksisterende viden. Endvidere har en række eksperter på området været kontaktet, hvoraf flere indgår i følgegruppen. Data for baggrundsprocesser var hovedsageligt indhentet fra tilgængelige databaseprocesser (fx ELCD og Ecoinvent).

Den nuværende situation for behandling af imprægneret træaffald blev kortlagt igennem en spørgsskemaundersøgelse udført af Teknologisk Institut i samarbejde med Deloitte. Data for forbrænding af imprægneret træaffald på et affaldsforbrænding er indsamlet fra et fuldskala forbrændingsforsøg udført hos RenoSyd I/S i juni 2014 baseret på 600 tons imprægneret træ.

Der er foretaget antagelser om bl.a. marginal el og varme, sorteringseffektiviteten af metal fra træaffaldet, el- og varmeeffektiviteterne på de termiske anlæg samt udvaskning fra imprægneret træaffald og restprodukter fra termisk behandling af træet.

## Resultater

De potentielle miljøpåvirkninger fra seks forskellige scenarier for behandling af imprægneret træaffald er undersøgt. Den funktionelle enhed, dvs. reference-flowet resultaterne er beregnet for, er:

*Håndtering af 1 ton imprægneret træaffald (TS) inklusiv sortering, transport til behandling, behandling og slutdisponering af eventuelle restprodukter.*

Med ”imprægneret træaffald” menes træaffald imprægneret med krom, kobber og arsen.

De potentielle miljøpåvirkninger er præsenteret i Figur 1, Figur 2 og Figur 3. De er, for hver af påvirkningskategorierne, normaliseret til den fælles enhed *personækvivalenter* (PE) per funktionelle enhed, ved at dividere de karakteriserede potentielle miljøpåvirkninger med den gennemsnitlige årlige belastning relateret til én person i den pågældende kategori.

Figur 1 viser resultaterne for de ikke-toksiske påvirkninger. Alle scenarier medfører miljøbesparelser (negative miljøpåvirkninger) i de fleste kategorier og relativt små miljøbelastninger i tre af kategorierne. I scenarie 2-5 energiudnyttes træaffaldet og den producerede energi antages at substituere marginal energi. De største miljøbesparelser ses i kategorien for drivhuseffekt pga. besparelser af fossil CO<sub>2</sub>-udledning. Besparelsen i drivhuseffekt – og de andre energirelaterede kategorier - afhænger primært af de termiske anlægs elvirkningsgrader. Besparelsen i drivhuseffekt i scenarie 1 skyldes, at det lagrede træaffald, der ikke er nedbrudt i deponeringsanlægget efter 100 år, anses for besparelse af drivhusgasudledning. Scenarie 0 er en kombination af 93 % forbrænding på træfyret kraftværk i Tyskland og 7 % deponering i Danmark, hvorfor miljøpåvirkningerne fra scenarie 0 ligger tæt på scenarie 3 i alle kategorier.

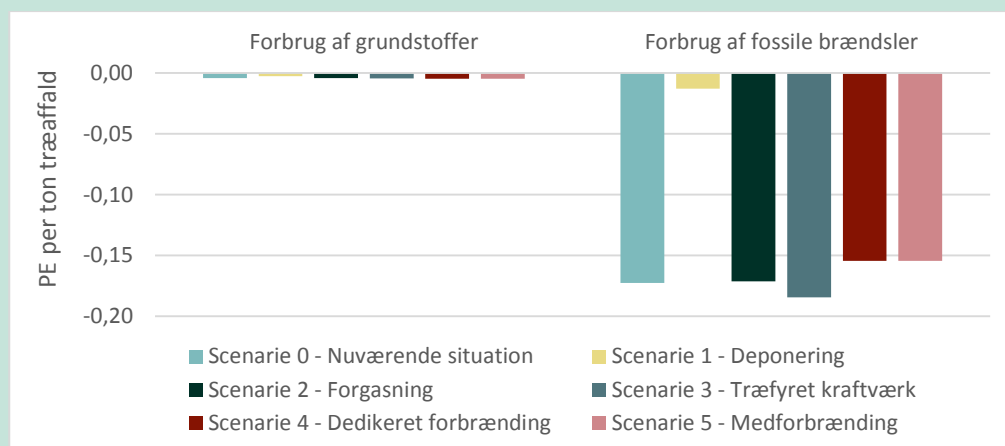
Figur 2 viser resultaterne for det abiotiske ressourceforbrug. Der ses en mindre besparelse af grundstoffer, hvilket skyldes genanvendelse af jern udsortet fra imprægneret træaffald. Alle scenarier – undtagen scenarie 1 - udviser relativt store besparelser af fossile ressourcer, hvilket skyldes substituering af marginal energi ved energiudnyttelse af træaffaldet; jo højere virkningsgrader på de termiske anlæg desto større besparelser af fossile brændsler.

Figur 3 viser resultaterne for de toksiske kategorier. Det ses, at deponering (scenarie 1) medfører relativt store toksiske belastninger, hvilket skyldes den modellerede udvaskning af krom, kobber og arsen for en 100-årig periode. Ved en "worst case" betragtning for udvaskning af arsen fra bundasken i scenarie 3 forventes dog, at bidraget til ikke-cancer- og økotoksiske påvirkninger er omkring samme niveau som i scenarie 1. Således afhænger de toksiske påvirkninger i særdeleshed af udvaskningen af arsen. Der er ikke medregnet emissioner fra slagge i scenarie 4 og 5, idet det i rapporten antages, at slaggen deponeres i Tyskland.

Der er ikke foretaget usikkerhedsanalyser til belysning af om forskellene imellem scenarierne på Figur 1 - Figur 3 er signifikante, bl.a. fordi der ikke er information om usikkerhed og variation for alle anvendte data.

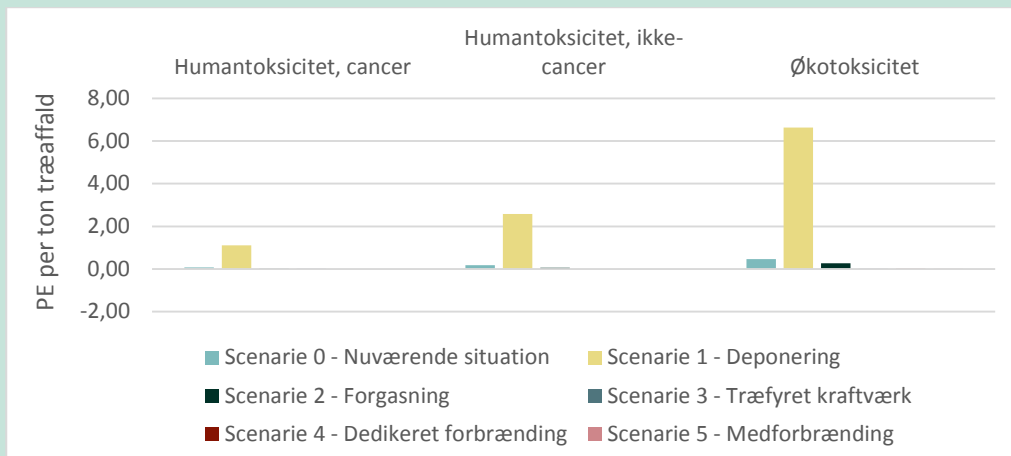


**FIGUR 1**  
SAMLEDE POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD FOR ALLE SCENARIER.



**FIGUR 2**  
SAMLET POTENTIELT FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD FOR ALLE SCENARIER.





**FIGUR 3**  
SAMLEDE POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD FOR ALLE SCENARIER.

### Følsomhedsanalyser

Der er udført et antal følsomhedsanalyser for at undersøge resultaternes robusthed, dvs. om rangorden af scenarierne ændrer sig pga. variation i forudsætningerne. Følsomhedsanalyserne blev udvalgt på baggrund af resultaterne sammenholdt med en vurdering af inputdata. Udførte følsomhedsanalyser angik alternative kilder til marginal el og fjernvarme, fjernvarmeproduktion på træfyret kraftværk og behandling af slagger/bundaske fra affaldsforbrændingsanlægget.

Scenariernes rangorden er robust over for ændring af elmarginalen til ren kulbaseret marginal og fjernvarmemarginalen til ren naturgas. Når elmarginalen ændres til vindkraft eller naturgas, ses, at det tyske træfyrede kraftværk (scenarie 3) er mest følsomt, da det er antaget at der kun produceres elektricitet på det træfyrede kraftværk i modsætning til de andre anlæg. Scenarie 3 (træfyret kraftværk) medfører lavere drivhuseffektbesparelser end scenarie 4/5 (affaldsforbrændingsanlæg) når elmarginalen ændres til ren vindkraft og ren naturgas, idet scenarie 3 er mere afhængig af elmarginalens sammensætning, da der kun produceres el på det træfyrede kraftværk. Rangordenen er følsom overfor om der produceres fjernvarme på det træfyrede kraftværk eller ej. Deponering af træaffald giver størst toksisk belastning, også i følsomhedsanalyse med deponering af slaggen fra affaldsforbrændingsanlægget (scenarie 4/5) i Danmark og ikke i Tyskland.

### Konklusioner

Overordnet kan det konkluderes, at termisk behandling af imprægneret træaffald medfører besparelser i drivhuseffekt og andre energirelaterede kategorier, herunder forbrug af fossile ressourcer. Miljøbesparelserne skyldes, at træaffaldets energiindhold udnyttes og erstatter produktion af marginal, fossilholdig energi. Miljøbesparelserne er størst for forgasning og forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg grundet de antagne virkningsgrader. Da miljøbesparelserne i høj grad afhænger af anlæggenes energieffektiviteter, bør disse tages i betragtning, når det besluttes hvordan imprægneret træaffald skal håndteres i fremtiden. Det samme gælder niveauet for røggasreningsning på de termiske anlæg. Når imprægneret træaffald behandles termisk ender størstedelen af krom, kobber og arsenen fra træet i askerestprodukterne, enten i bundasken eller i flyveasken.

Når imprægneret træaffald deponeres forventes en meget langsom nedbrydning, og lagringen af kulstof (træet) i løbet af de første 100 år anses at udgøre en besparelse i drivhusgasudledning. Besparelsen i drivhuseffekt svarer i størrelsesordenen til besparelsen i drivhuseffekt i de andre scenarier. Dog giver den estimerede udvaskning af krom, kobber og arsen fra det deponerede træaffald anledning til større human- og økotoksiske belastninger end i de andre scenarier, især scenarie 2, 4 og 5.

# Summary

## Introduction

This report comprehends a life cycle assessment (LCA) of alternative scenarios for treatment of impregnated wood waste. The LCA includes impregnated wood waste generated within the geographical boundaries of Denmark.

The starting point of the waste treatment system is impregnated wood waste collected from recycling facilities or sites with building and construction activities. Impregnated wood waste is sorted from recyclable wood waste. The impregnated wood waste is either landfilled in Denmark or transported to incineration plants abroad, approved for incineration of impregnated wood waste.

The aim is to perform a "best available technology" LCA regarding the included technologies for treatment of impregnated wood waste. The LCA aims at representing treatment of impregnated wood waste in the near future (interpreted as until year 2030).

The normalized potential impacts of the LCA form the basis for ranking of six different treatment scenarios; 0) present situation for treatment of impregnated wood waste, 1) landfilling, 2) gasification, 3) incineration at woodfired power plant, 4) dedicated incineration at waste incineration plant and 5) co-incineration at waste incineration plant.

## Method

The LCA is performed as a consequential LCA, where the environmental consequences were calculated related to four different wood waste treatment scenarios. In compliance with the consequential approach only the processes influenced by a given change in the system are included. When crediting avoided consumptions and emissions, in the context of recycling of metals and energy production with impregnated wood waste, system expansion has been performed. Supplementary allocated average data from Ecoinvent and ELCD as well as energy-allocated data for Danish woodfired electricity. The LCA is performed in correspondence with the ILCD guidelines recommending this type of combination of attributional and consequential LCA.

The LCA complies with the international standards ISO 14040 and ISO 14044. The recommendations in the ILCD handbook has been following regarding the choice of LCIA methods and impact categories (JRC, 2011).

The treatment scenarios are modeled by use of EASETECH developed by Technical University of Denmark.

## Prerequisites

The following summarized the prerequisites of the environmental assessment.

The collection of process data has taken place via a survey of the present situation of treatment of impregnated wood waste, implementation of full-scale incineration experiments at RenoSyd I/S and literature studies. Furthermore, a line of experts have been consulted, more of them a part of the project's interest group. Background process data has primarily been taken from databases, such as Ecoinvent and EASETECH.

The present situation for treatment of impregnated wood waste was mapped via a survey conducted by Teknologisk Institut and Deloitte. Data concerning incineration of impregnated wood waste at a waste incineration plant come from the full-scale incineration experiment at RenoSyd I/S in June 2014 based on 600 tonnes of impregnated wood.

Assumptions have been made regarding e.g. marginal electricity and heat, sorting efficiencies of metals from the wood waste, energy efficiencies at the thermal treatment plants as well as leaching from impregnated wood waste and residues from thermal treatment of the wood.

## Results

The potential environmental impacts from six different scenarios for treatment of impregnated wood waste are assessed. The functional unit, i.e. the reference flow of the calculations, is defined as:

*Treatment of 1 ton of impregnated wood waste (dry matter) including sorting, transport to the treatment facility, treatment and final disposition of any residuals from the treatment processes.*

In this LCA, "impregnated wood waste" means wood waste impregnated with chromium, copper and arsenic.

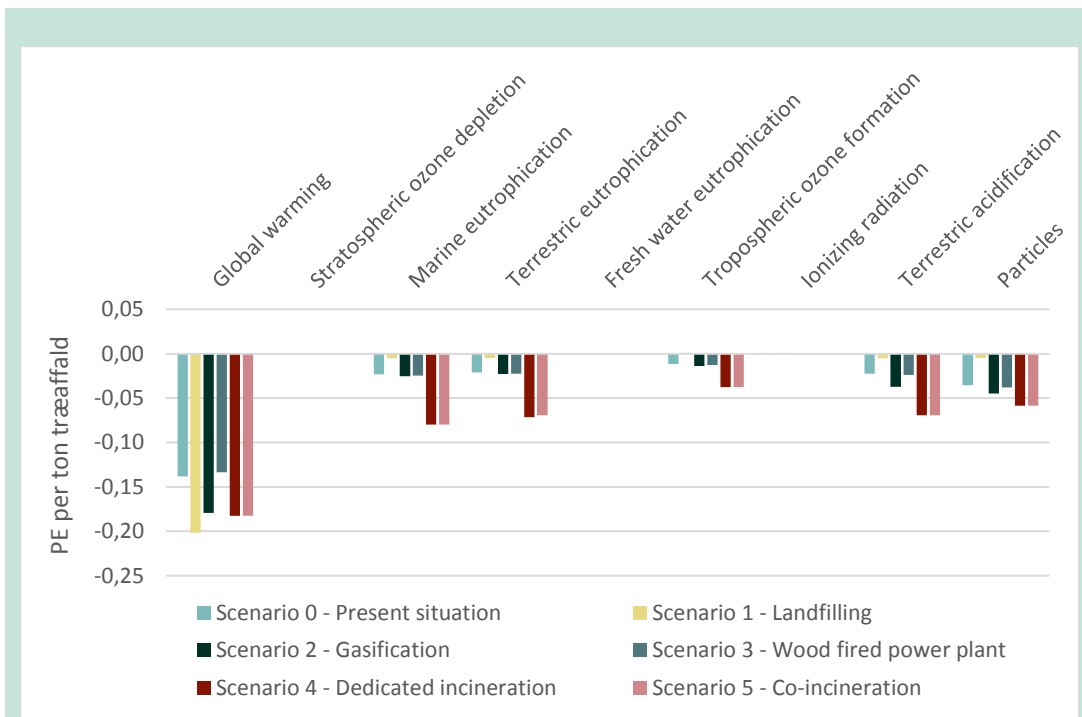
The potential environmental impacts are shown in Figur 1, Figur 2 and Figur 3. In each of the impact categories, the results were normalized to obtain the common unit *personal equivalents* (PE) per functional unit. The results are normalized by dividing the characterized potential environmental impacts with the average annual load related to one person in the respective categories.

Figur 1 shows the results for the non-toxic impact categories. All scenarios give environmental savings (negative environmental impacts) in most of the categories and relatively small environmental loads in three of the categories. In scenario 2-5 the energy content of the wood waste is utilized and the produced energy is assumed to substitute marginal energy. The largest environmental savings are seen in the global warming category due to savings of fossil CO<sub>2</sub> emissions. The saving in global warming – and in the other energy related categories – depend primarily of the energy efficiency of the thermal treatment plants. The saving in global warming in scenario 1 is due to the stored wood waste, that is not degraded after landfilling in a 100 year period, and that is modeled as an environmental saving. Scenario 0 is a combination of 93 % incineration at woodfired power plant in Germany and 7 % landfilling in Denmark, why the environmental impacts from scenario 0 is close to scenario 3 in all categories.

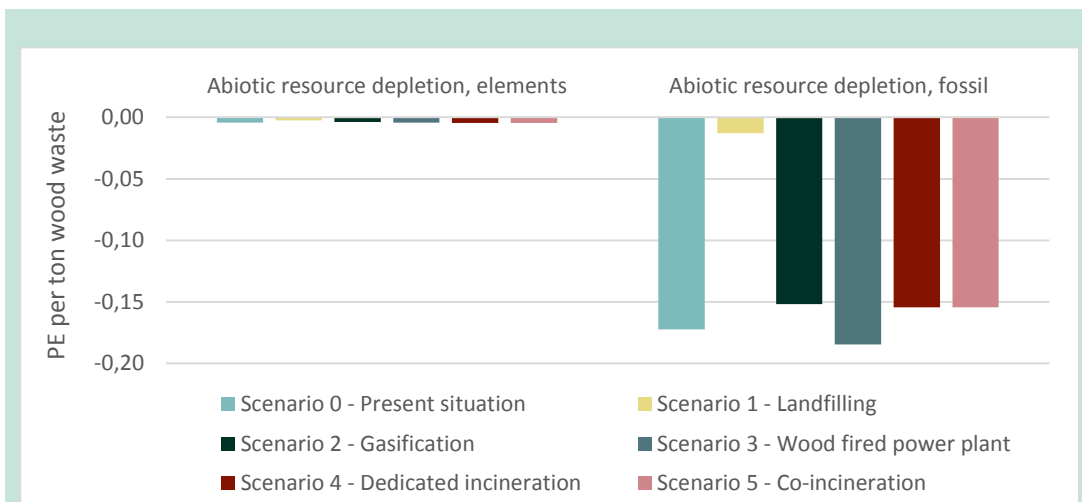
Figur 2 shows the results for the abiotic resource consumption. There is a limited saving of elements, due to recycling of iron sorted from the wood waste. All scenarios – except for scenario 1 – show relatively large savings of fossil resources, due to substitution of marginal energy when the wood waste is incinerated; the higher energy efficiency at the thermal treatment plants the larger savings of fossil fuels.

Figur 3 shows the results for the toxic categories. Landfilling (scenario 1) gives relatively large toxic loads due to the estimated leaching of chromium, copper and arsenic during landfilling of the impregnated wood waste. In a "worst case" scenario, however, leaching of arsenic from the bottom ash in scenario 3 may contribute with non-carcinogenic and ecotoxic impacts at a level approaching the scenario 1. Hence, the toxic impacts are highly dependent on the leaching of arsenic. Emissions from the bottom ashes have not been included in scenario 4 and 5 as bottom ashes are assumed landfilled in Germany in these scenarios.

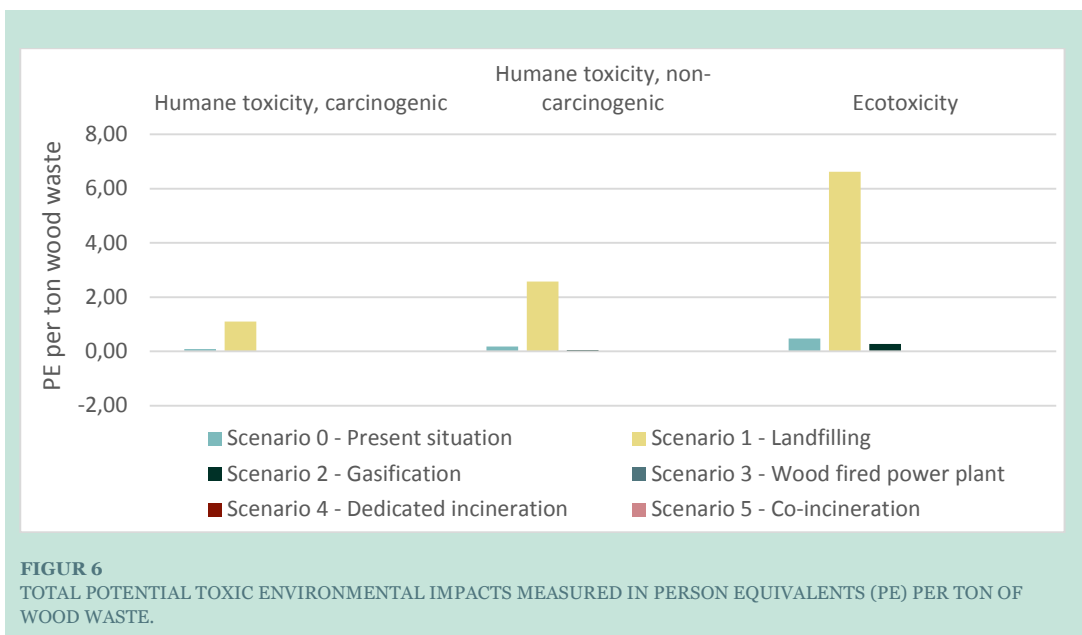
The LCA does not include an uncertainty analysis, since there is not information about uncertainty and variation for all the applied data.



**FIGUR 4**  
TOTAL POTENTIAL NON-TOXIC ENVIRONMENTAL IMPACTS MEASURED IN PERSON EQUIVALENTS (PE) PER TON OF WOOD WASTE



**FIGUR 5**  
TOTAL POTENTIAL CONSUMPTION OF ABIOTIC RESOURCES MEASURED IN PERSON EQUIVALENTS (PE) PER TON OF WOOD WASTE.



### Sensitivity analysis

A number of uncertainty analyses were conducted in order to analyse the robustness of the results, i.e. whether or not the ranking of the scenarios change when varying important parameters of the LCA. Important parameters were selected based on a combined evaluation of the results and input data of the LCA. Chosen sensitivity analyses concerned alternative sources for marginal electricity and heat, lower energy efficiency at the gasification plant, district heating production at woodfired power plant in Germany and treatment of slag/bottom ash from the waste incineration plant.

The ranking of the scenarios is robust towards change of the electricity marginal to pure coal and change of the district heating marginal to pure natural gas. When the electricity marginal is changed to either wind power or natural gas, the woodfired power plant is most sensitive, since it is assumed that the woodfired plant only produces electricity (the other plants produce both electricity and district heating). The ranking is sensitive to whether or not the woodfired plant produces district heating. The toxic results of the LCA are robust when it is assumed that the slag/bottom ash from the waste incineration plant (scenario 4 and 5) is landfilled in Denmark instead of abroad.

### Conclusions

Overall, thermal treatment of impregnated wood waste gives savings in global warming and other energy related categories, e.g. fossil fuel consumption, due to utilization of the energy content in the wood waste substituting marginal energy. The environmental savings are largest when gasifying or incinerating the wood waste at a waste incineration plant. However, the savings depend on the energy efficiencies of the specific plant, which thus should be taken into account in the planning of the treatment of the impregnated wood waste. The same goes for the level of flue gas treatment. When impregnated wood waste is thermally treated the majority of the wood content of chromium, copper and arsenic ends up in the ash residues, either in the bottom ashes or in the fly ashes.

When impregnated wood waste is landfilled, it is assumed that the degradation of the wood is very slow, hence a part of the wood will be stored in the landfill in a 100 years period. This carbon storage is modeled as a greenhouse gas saving, and the resulting saving in the global warming impact category is the same magnitude as the other scenarios. The estimated leaching of chromium, copper and arsenic from the landfilled wood waste gives rise to human and ecotoxic impacts larger than in the other scenarios, mainly scenario 2, 4 and 5.

# 1. Indledning og formål

Imprægneret træaffald er træaffald, der helt eller delvist, er blevet behandlet med træbeskyttelsesmidler mod mikrobiel nedbrydning og insektangreb. Fra 1889 og frem til 1950'erne var tjæreproduktet kreosot det dominerende træbeskyttelsesmiddel, primært anvendt til jernbanesveller, elmaster og marine formål (Andersson & Quistgaard, 2002). Herefter overtog især krom, kobber og arsen (CCA-imprægnering) frem til 1990'erne med hovedsagelig anvendelse i bygningskonstruktioner, træ i jord og vand samt almindelig trælast i husholdninger (Andersson & Quistgaard, 2002). På grund af dets giftighed over for miljø og sundhed blev både kreosot og CCA-imprægneringsmidler udfaset fra det danske marked i 1990'erne.

Rapporten indeholder en livscyklusvurdering (LCA) af behandling af imprægneret træaffald i Danmark. Formålet er at belyse de potentielle miljøpåvirkninger af forskellige former for behandling (scenarier) af imprægneret træaffald.

Udgangspunktet for LCA'en er CCA-imprægneret træaffald. Til forskel fra CCA-imprægneret træ er det i dag tilladt at forbrænde neddelte kreosotimprægneret træ i godkendte forbrændingsanlæg<sup>1</sup> i Danmark. Ifølge gældende lovgivning skal CCA-imprægneret træ deponeres hvis ikke det kan energiudnyttes på godkendte forbrændingsanlæg<sup>2</sup>. I praksis deponeres kun en mindre del af den samlede mængde imprægnerede træaffald i Danmark, imens størstedelen transporteres til Tyskland, hvor det energiudnyttes på forbrændingsanlæg, som er godkendte til forbrænding af træaffald. På nuværende tidspunkt er der ingen danske anlæg, der er godkendte til forbrænding af CCA-imprægneret træ.

Med afsæt i ressourcestrategien "Danmark uden affald" - der har som målsætning, at Danmark skal blive mere ressourceeffektivt - ønskes behandlingsmuligheder i Danmark og udlandet undersøgt og sammenholdt med hinanden og den nuværende praksis for behandling af imprægneret træaffald.

---

<sup>1</sup> Ifølge § 36 i Affaldsbekendtgørelsen (BEK nr. 1309 2012) kan kreosotbehandlet træ forbrændes på anlæg der er godkendt til at forbrænde denne affaldstype.

<sup>2</sup> Ifølge § 34 i Affaldsbekendtgørelsen (BEK nr. 1309 2012) skal imprægneret træ deponeres, medmindre kommunalbestyrelsen efter en konkret vurdering finder, at det imprægnerede træ er egnet til materialenyttiggørelse eller er forbrændingsegnet.

## 2. Tidligere undersøgelser og udført fuldskalaforsøg

### 2.1 Tidligere undersøgelser

Der er tidligere foretaget et antal undersøgelser af behandling af imprægneret træaffald. Tabel 1 giver et overblik over eksisterende rapporter udgivet af Miljøstyrelsen og relevante videnskabelige artikler.

**TABEL 1**  
OVERBLIK OVER TIDLIGERE UNDERSØGELSER AF BEHANDLING AF IMPRÆGNERET TRÆ

Rapporter udgivet af Miljøstyrelsen		
Titel	Årstal	Kilde
Håndtering af imprægneret træaffald	2002	/A/
Behandling og oparbejdning af aske fra CCA-imprægneret træ	2008	/B/
Pyrolyse af CCA-imprægneret træ	2008	/C/
Trinopdelt forgasning af imprægneret affaldstræ	2008	/D/
Nyttiggørelse af trykimprægneret træ Nyttiggørelse af trykimprægneret træ ved metalekstraktion	2008	/E/
Miljø- og samfundsøkonomisk analyse af indsamling og behandling af imprægneret affaldstræ	2008	/F/
Opdatering af videngrundlaget om teknologier til behandling af CCA-imprægneret træ	2013	/G/
/A/: Andersson & Quistgaard (2002); /B/: Vestervang og Dahl (2008); /C/: Vestervang og Nørholm (2008); /D/: Jørgensen, Wittrup Hansen og Cramer (2008); /E/: Rasmussen (2008); /F/: Hansen, Cramer, Hasler, Larsen og Bruun Poulsen (2008); /G/: Christensen, Cramer, Christiansen, Poulsen og Hu (2013)		
Internationale videnskabelige artikler		
Titel	Årstal	Kilde
Chacacteristics of chromated copper arsenate-treated wood ash	2001	/H/
Leaching of chromated copper arsenate (CCA)-treated wood in a simulated monofill and its potential impacts to landfill leachate	2006	/I/
CCA-treated wood disposed in landfills and life-cycle trade-offs with waste-to-energy and MSW landfill disposal	2007	/J/

Landfill Disposal of CCA-treated Wood with Construction and Demolition (C&D) Debris: Arsenic, Chromium and Copper Concentrations in Leachate	2008	/K/
Incinerator performance: effects of changes in waste input and furnace operation on air emissions and residues	2011	/L/
Leaching characteristics of CCA-treated wood waste: A UK study	2012	/M/
/H/: Townsend, Solo-Gabriele, Messick and Calitu (2001); /I/: Jambeck, Townsend and Solo-Gabriele (2006); /J/: Jambeck, Townsend, Solo-Gabriele and Weitz (2007); /K/: Jambeck, Townsend and Solo-Gabriele (2008); /L/: Astrup, Riber og Juul Pedersen (2011a); /M/: Mercer and Frostick (2012)		

Som det ses i Tabel 1 udgav Miljøstyrelsens i 2008 en række rapporter til belysning af tekniske muligheder for behandling af imprægneret træ, herunder pyrolyse, forgasning og metalekstraktion (/B/-/E/). Der blev desuden foretaget en miljø- og samfundsøkonomisk analyse af indsamling og behandling af imprægneret træ (/F/). Sidstnævnte indeholder en kortlægning af mængde og sammensætning af imprægneret træ, men der blev ikke udført en fuldstændig LCA, da de potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af imprægneret træ ikke blev vurderet. Miljøstyrelsen udgav i 2013 en rapport til opdatering af videngrundlaget for behandling af CCA-imprægneret træ, hvilket giver et overordnet overblik over de tekniske muligheder for behandling samt deres fordele og ulemper (/G/).

Det har ikke været muligt at finde frem til danske rapporter, der indeholder information om emissioner fra behandling af imprægneret træ, især er viden om emissioner fra deponeringsanlæg begrænset. Tabel 1 viser seks internationale videnskabelige artikler om studier af udvaskning af krom, kobber og arsen til perkolat under deponering af imprægneret træ (/I/-/K/, /M/) samt om karakterisering af bundaske fra forbrænding af CCA-imprægneret træ. Artiklen /H/ giver karakteristik af bundasken CCA-træ ved forbrænding med imprægneret træ alene eller blandet med anden træaffald. Artiklen /L/ beskriver resultaterne fra danske affaldsforbrændingsforsøg, herunder et forsøg med medforbrænding af CCA-imprægneret træ. Der er ikke før blevet udført fuldskalaforsøg med dedikeret forbrænding af imprægneret træ på affaldsforbrændingsanlæg i Danmark.

## 2.2 Fuldskala forbrændingsforsøg

Som led i nærværende projekt er der blevet udført fuldskala forbrændingsforsøg med forbrænding af imprægneret træ på et affaldsforbrændingsanlæg. Forsøgene blev udført i samarbejde med RenoSyd I/S. Der blev udført forsøg med medforbrænding og dedikeret forbrænding af imprægneret træ.

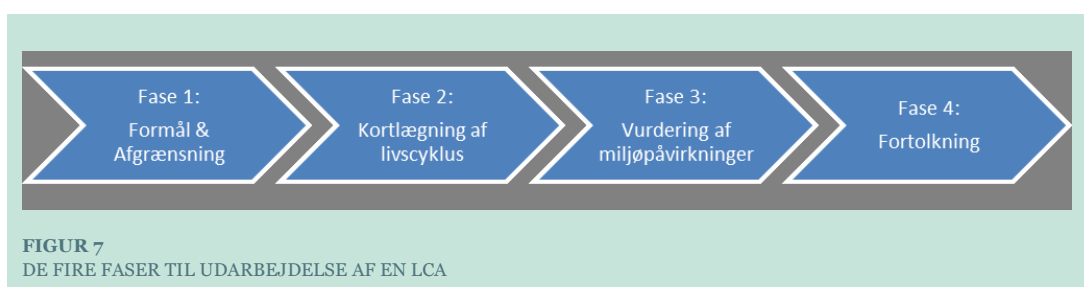
Fuldskalaforsøgene skal tilvejebringe datagrundlag for behandlingsscenarierne, der beskriver henholdsvis dedikeret forbrænding og medforbrænding af imprægneret træ på et repræsentativt affaldsforbrændingsanlæg. Der er udført to fuldskala forbrændingsforsøg med henholdsvis dedikeret forbrænding (dvs. forsøg, hvor der udelukkende blev brændt imprægneret træaffald) og 10 % medforbrænding sammen med en blanding af erhvervsaffald og dagrenovation. Ved begge typer forsøg omdannes affaldet til slagge/bundaske (ubrændbar rest) og røggasrensningsaffald. Affaldsstrømmene er blevet analyseret mhp. deres indhold af tungmetaller og kemiske forbindelser. Før selve forbrændingen blev desuden foretaget faststofanalyser af det imprægnerede træaffald og udvaskningsforsøg med slaggen, hvor der er målt på eluatet.

For nærmere forsøgsbeskrivelse henvises til rapporten om fuldskala forbrændingsforsøget.



# 3. Afgrænsning og udformning

Der er udført en livscyklusvurdering, LCA, af scenarierne i projektet. Arbejdsprocessen følger de fire obligatoriske faser i en LCA, som vist i Figur 7.



Udførelse af LCA'en er i overensstemmelse med gældende internationale standarder i ISO 14040-serien.

## 3.1 Overordnede principper

Livscyklusvurderingerne udføres efter metoden for konsekvensmodellering, som er en metode, der har til formål at opgøre systemers miljø-konsekvenser. For at opgøre konsekvenserne udvides systemgrænserne til at inkludere eksterne processer, der påvirkes af systemet, betegnet de "marginale processer". For scenarierne i nærværende projekt er der foretaget systemudvidelser for at kreditere den fortrængte (undgåede) produktion af energi og/eller materialer som scenarierne giver anledning til. Ved at udvide systemgrænserne opgøres netop miljøkonsekvenserne af scenarierne for behandling af imprægneret træaffald.

Den anvendte tilgang er konsistent med LCA-metoderne i Miljøstyrelsens tidligere projekter, senest projektet om håndtering af nyt shredderaffald, som også følger anbefalingerne i EU's ILCD retningslinjer.

## 3.2 Funktionel enhed

Den funktionelle enhed giver en kvantitativ beskrivelse af ydelsen af det analyserede affaldssystem, og udgør referenceenheden for sammenligning af forskellige scenarier. Den funktionelle enhed beskriver hvilken fælles funktion systemerne der sammenlignes skal opfyldes. I nærværende projekt er den funktionelle enhed:

*Håndtering af 1 ton imprægneret træaffald (TS) inklusiv sortering, transport til behandling, behandling og slutdisponering af eventuelle restprodukter.*

Der er fokus på træaffald imprægneret med krom, kobber og arsen, betegnet CCA-imprægneret træ. Ifølge gældende lovgivning<sup>3</sup> skal CCA-imprægneret træ deponeres, hvis ikke det vurderes egnet til materialenytiggørelse eller forbrænding.

Livscyklusvurderingen giver resultater per funktionelle enhed. Ønskes akkumulerede resultater for behandlingen af den samlede mængde imprægnerede træaffald genereret på årsbasis kan resultaterne opskaleres. Dog bør der ved en opskalering tages højde for den samlede kapacitet i behandlingsanlæggene og det bør vurderes om hvorvidt en opskalering er realistisk.

### **3.3 Tidsmæssig, geografisk og teknologisk afgrænsning**

I den, ifm. med nærværende projekt, udførte kortlægning er indsamlet data for år 2012 fra danske deponeringsanlæg, affaldsforbrændingsanlæg, genbrugspladser og private affaldsbehandlere. Referenceåret 2012 er valgt for at sikre, at anvendte årsdata er valideret.

Den geografiske afgrænsning af træaffaldets oprindelse er imprægneret træaffald genereret inden for Danmarks grænser. Import af udenlandsk træaffald til behandling på danske anlæg ligger uden for den geografiske afgrænsning, imens behandling af dansk imprægneret træaffald i udlandet er inden for den geografiske afgrænsning.

Der er så vidt muligt anvendt data repræsentativ for behandlingsteknologier med ”bedst tilgængelig teknologi”. Det tilstræbes, at anvendte teknologidata kan anses som repræsentative for behandling i perioden 2014-2030. En tidshorisont frem til år 2030 er valgt, da det vurderes, at usikkerheden forbundet med bl.a. anvendte teknologier, baggrundssystemer og kemisk sammensætning af træaffaldet ud over denne periode er for store til, at resultaterne kan anses for gældende.

Med hensyn til marginal elbrændsel anvendes en ren kulbaseret brændsel frem til år 2020 og et miks af kul og vind i forholdet 50:50 efter år 2020. Kombinationen af kul og vind efter år 2020 er udtryk for, at både fossil-tung og fossil-let energiproduktion kan blive berørt, hvis der laves ændringer i affaldssystemet i fremtiden. Med hensyn til marginal varmeteknologi antages en gennemsnitlig dansk fjernvarme for den samlede tidsperiode fra 2014-2030. Anvendte emissionskoefficienter for gennemsnitlig dansk fjernvarme er fra Energistyrelsen (2011).

Resultaterne for projektets scenarier vurderes at være gældende, så længe der ikke sker væsentlige ændringer i de teknologier og baggrundssystemer, som LCA'en er baseret på. Her tænkes specielt på en eventuel overgang til et fossilfrit energisystem, som ville ændre energisubstitutionen ved forbrænding markant.

Tidsperspektivet for miljøpåvirkningerne i LCA'en er de akkumulerede miljøpåvirkninger fra år 2012 og de efterfølgende 100 år. Det betyder, at emissionerne fra deponeringsaktiviteterne, både i form af methangas og udvaskning af krom, kobber og arsen medtages de første 100 år og ikke derefter. Dette gælder også emissionerne fra nyttiggørelse og deponering af restprodukterne fra behandlingen af træaffaldet.

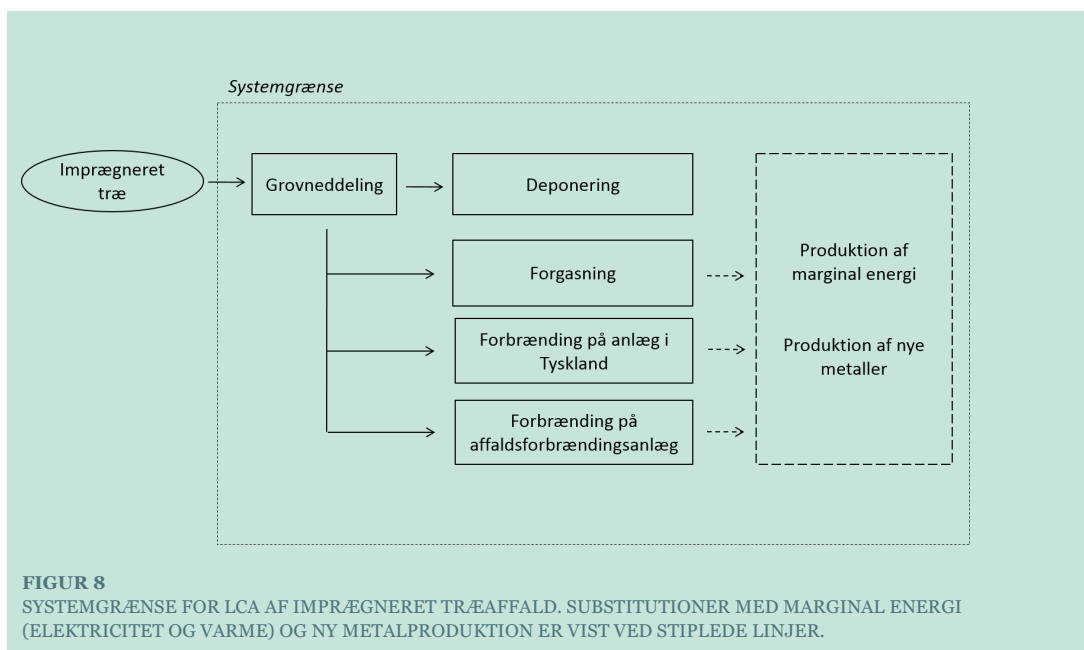
### **3.4 Systemgrænser**

Systemgrænserne for LCA'en definerer hvilke processer der betragtes i analysen og hvilke der udelades. Det imprægnerede træaffald kommer ind i systemet uden ”byrder” fra opstrøms processer, dvs. uden bidrag fra produktion og anvendelse af de oprindelige træprodukter. Denne systemafgrænsning er foretaget, da fokus er på undersøgelse af affaldsbehandlingssystemer. Figur 8 viser hvilke former for behandling, der er inkluderet i LCA'en samt substitutioner med marginal

---

<sup>3</sup> Affaldsbekendtgørelsen (BEK nr. 1309 2012) indeholder bestemmelser for håndteringen af imprægneret og kreosotbehandlet træ. Ifølge § 34 skal imprægneret træ deponeres, medmindre kommunalbestyrelsen efter en konkret vurdering finder, at det imprægnerede træ er egnet til materialenytiggørelse eller er forbrændingsegnet.

energi og nye metaller, vist med stiplede linjer. Substitution af marginal energi opstår når træaffaldets energiindhold nyttiggøres under forgasning og forbrænding. Substitution af metaller opstår når jernholdige fraktioner i træaffaldet, i form af fx søm og skruer, udsorteres og herefter genanvendes. Selve indsamlingen af det imprægnerede træaffald er ikke inkluderet.



### 3.5 Allokering/systemudvidelse

Livscyklusvurderingen anvender en konsekvenstilgang i modelleringen af affaldssystemerne, hvor allokering/problematikken undgås ved udvidelse af systemgrænserne. Systemudvidelsen er foretaget ved at inkludere de eksterne processer, der substitueres (fortrænges) som følge af ændringer inden for affaldssystemet. Herved krediteres affaldssystemet for undgåede forbrug og emissioner, der ellers ville have fundet sted ved produktion af energi og materialer uden for affaldssystemet. For eksempel, når forbrænding af imprægneret træaffald medfører produktion af el og varme inden for affaldssystemet, antages en substituering af marginal el og varme, hvilket foregår ved at systemet udvides til at inkludere undgået produktion af marginal el og varme. Dette indikerer, at virkningsgraderne og emissionerne på behandlingsanlæggene har betydning for, hvorvidt den ene eller anden behandlingsform har de mest positive miljøkonsekvenser samt potentielt også antagelsen af hvilken marginale energibrændsel for produktion af el og varme, der antages.

Det skal nævnes, at der i visse tilfælde er benyttet enhedsprocesser fra databaserne Ecoinvent og EASETECH, hvor allokering er anvendt.

### 3.6 Miljøpåvirkningskategorier, LCIA-metoder og fortolkning af resultater

De potentielle miljøpåvirkninger fra affaldssystemet beregnes på basis af indsamlet data vedrørende forbrug af ressourcer og emissioner, hvilke tilsammen udgør de elementære udvekslinger med miljøet. De elementære udvekslinger karaktereres med henblik på deres bidrag til en række miljøpåvirkningskategorier. Karakteriseringen af miljøpåvirkninger betegnes "Life Cycle Impact Assessment", forkortet LCIA.

Der anvendes påvirkningskategorier og LCIA-metoder som anbefalet i ILCD-håndbogen (beskrevet i JRC 2011 og Hauschild et al. 2012). I nærværende LCA anvendes særskilte påvirkningskategorier for forbruget af abiotiske grundstoffer og fossile brændsler fra CML-metoden, hvor ILCD-

håndbogen anvender en integreret kategori for samlet forbrug af abiotiske ressourcer. Som anbefalet i ILCD-håndbogen er anvendte karakteriseringsmetoder for human- og økotoksicitet fra modellen USEtox, som er en konsensusmodel til modellering af toksiske påvirkninger (Rosenbaum et al. 2008). USEtox inkluderer dog ikke påvirkninger på det humane åndedrætssystem fra partikelstoffer, så for denne kategori er UPFM-modellen beskrevet i Humbert (2009) anvendt. Anvendelse af UPFM-modellen er også anbefalet i ILCD-håndbogen.

Der vurderes at være en generel videnskabelig enighed om de ikke-toksiske kategorier – både mht. beregningsmetode og størrelsen af normaliseringsreferencen. Især kategorierne for drivhuseffekt, ozonnedbrydning og partikelstoffer vurderes at have lave usikkerheder (Hauschild et al. 2012).

Der er en relativ høj usikkerhed relateret til modellen USEtox, især med henblik på humantoksicitet (Rosenbaum et al. 2008). Derfor bør LCA'ens ikke-toksiske resultater tillægges større betydning end de toksiske resultater. Det skal nævnes, at en ny version (USEtox version 2.0) er under udvikling, hvor især modelleringen af metallers binding videreudvikles. Resultaterne fra USEtox er baseret på steady-state, dvs. en ikke-dynamisk tilstand hvor kemikaliet er i ligevægt med miljøet. Da nogle kemikalier opnår ligevægt hurtigere end andre kemikalier er resultaterne fra USEtox ikke inden for en specifik tidsperiode. Koncentrationen af krom, kobber og arsen i miljøet efter udledning, afhænger således af de tre metallers ligevægtskoncentrationer.

De beregnede potentielle miljøpåvirkninger er angivet i ækvivalent-enheder (fx CO<sub>2</sub>-ækvivalenter), som i nærværende rapport endvidere normaliseres til en fælles enhed betegnet *personækvivalent* (PE) for hver af påvirkningskategorierne. Personækvivalenten er den gennemsnitlige årlige belastning fra én person. Ved at normalisere påvirkningskategorierne til den fælles enhed PE, muliggøres sammenligning på tværs af påvirkningskategorierne. Metoden til karakterisering og normalisering er beskrevet i ISO 14044 og ILCD-håndbogen. Tabel 2 viser de valgte miljøpåvirkningskategorier herunder metode, normaliseringsfaktor og enhed på normaliseringsfaktor. Anvendte normaliseringsfaktorer er fra Blok et al. (2013) og repræsenterer europæiske gennemsnitsværdier.

**TABEL 2**  
ANVENDTE MILJØPÅVIRKNINGSKATEGORIER OG NORMALISERINGSREFERENCER

Påvirkningskategori	Metode	Forkortelse	Normaliseringsfaktor	Enhed
Drivhuseffekt <sup>1</sup>	IPCC 2007	GWP100	8100	kg CO <sub>2</sub> -eq./PE/år
Stratosfærisk ozonnedbrydning <sup>2</sup>	WMO 1999	ODP	0,0414	kg CFC11-eq./PE/år
Humantoksicitet, cancerrisikler <sup>3</sup>	USEtox v. 1.01	HT-C	0,0000542	CTUh/PE/år
Humantoksicitet, ikke-cancereffekter <sup>3</sup>	USEtox v. 1.01	HT-NC	0,00110	CTUh/PE/år
Partikler	Humbert (2009)	PM	2,76	kg PM <sub>2,5</sub> /PE/år
Ioniserende stråling (human sundhed)	Dreicer		1330	kBq U-235 air-eq./PE/år
Fotokemisk ozondannelse	ReCiPe midpoint		56,7	Kg NMVOC-eq./PE/år

Forsuring, terrestrisk	Accumulated Exceedance	AP	49,6	AE/PE/år
Eutrofiering, terrestrisk	Accumulated Exceedance	TEP	115	AE/PE/år
Eutrofiering, ferskvand	ReCiPe midpoint	FEP	0,62	kg P-eq./PE/år
Eutrofiering, marin	ReCiPe midpoint	FEP	9,38	Kg N-eq./PE/år
Økotoksicitet, ferskvand <sup>4</sup>	USEtox	ET	6,465E-5	CTU <sub>e</sub> /PE/år
Forbrug af abiotiske ressourcer, fossile brændsler	CML	ADP-F	6,24E-4	MJ/PE/år
Forbrug af abiotiske ressourcer, grundstoffer	CML	ADP-E	3,43E-2	kg Sb-eq./PE/år
<sup>1</sup> Intergovernmental Panel for Climate Change, <sup>2</sup> World Meteorological Organization, <sup>3</sup> CTU <sub>h</sub> comparative toxic unit for humans. <sup>4</sup> CTU <sub>e</sub> - comparative toxic unit for ecosystem.				

### 3.7 LCA-modellen EASETECH

Værktøjet EASETECH anvendes til modellering af projektets fire scenarier samt karakterisering og normalisering af de potentielle miljøpåvirkninger. EASETECH er et LCA-værktøj udviklet af Danmarks Tekniske Universitet, til analyse af affaldssystemer (Clavreul et al., 2013).

EASETECH-modellen indeholder data for udvalgte anlæg og processer, men tillader også at specifikke anlæg opstilles og gemmes i modellen. Scenarier med flere affalds-flows kan opstilles for et givet system startende med affaldsgenereringen og afsluttende med slutdisponeringen i et deponi, energiudnyttelse, materialeudnyttelse, etc. EASETECH indeholder databaser for en række centrale processer, for eksempel for transport, elektricitets- og varmfremstilling. Herudover kan data importeres fra kommercielle databaser indeholdende inputdata til LCA'er. I nærværende projekt er der udover EASETECH's egne data også gjort brug af generiske datasæt importeret fra Ecoinvent og ELCD, en anerkendt database.

### 3.8 Datagrundlag

I forbindelse med nærværende projekt er der gennemført en indledningsvis kortlægning af mængder og flows af imprægneret træaffald samt et fuldskala forbrændingsforsøg i samarbejde med Renosyd I/S. Resultaterne fra disse aktiviteter udgør datagrundlag i LCA'en mhp. a) den nuværende situation for behandling af imprægneret træaffald (fra kortlægningen, afrapporteret som en selvstændig rapport), b) den kemiske sammensætning af imprægneret træaffald (fra fuldskalaforsøg) og c) dedikeret og medforbrænding af imprægneret træ på dansk affaldsforbrændingsanlæg (fra fuldskalaforsøg).

Livscyklusvurderingen er endvidere baseret på tilgængelig litteratur samt på information indhentet fra relevante interessenter, for at kunne vurdere de potentielle miljøpåvirkninger ved forgasning og deponering samt forbrænding i Tyskland af imprægneret træaffald.

Endelig er der, for de resterende baggrundsprocesser, anvendt datasæt fra anerkendte LCA-databaser.

### **3.9 Ikke-kvantitative vurderinger**

Der anvendes ikke vægtning i LCA'en, da vægtning ikke er i overensstemmelse med ISO-standardens krav til sammenlignende LCA-studier med henblik på offentliggørelse.

### **3.10 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 foruden det generelle forhold, at LCA'er ikke bør benyttes, som det eneste grundlag for beslutningstagen. Det skal dog nævnes, at LCA'ens funktionelle enhed er 1 ton, og en beslutningstagning bør tage hensyn til fremtidige mængder af imprægneret træ.

### **3.11 Proces mht. kritisk review**

Den udarbejdede LCA-rapport er genstand for eksternt review af et LCA-review team fra BIO by Deloitte i Frankrig bestående af Adrian Tan, Clément Tostivint og Chalotte Petiot. Den principielle metodik er vurderet af Michael Hauschild, DTU Management. Review-rapporten fra BIO er tilgængelig i Bilag 7: Eksternt review udført af BIO Intelligence.

### **3.12 Rapportformat**

Rapportformatet følger faserne i ISO-standard, som vist på Figur 1.

### **3.13 Tilsigtet anvendelse**

Livscyklusvurderingens resultater skal danne grundlag for en rangordning af behandlingsscenarierne ift. deres potentielle miljøpåvirkninger. Sammen med den samfundsøkonomiske vurdering kan LCA'en bidrage til at yde beslutningsstøtte ifm. eventuel fremtidig regulering på området.

Målgruppen for miljøvurderingen er Miljøstyrelsen, kommuner, rådgivere, forskere samt virksomheder, der anvender og håndterer træaffald.

# 4. Scenarier, sammensætning af imprægneret træ og transport

## 4.1 Scenarier

Livscyklusvurderingen omfatter seks scenarier, ét som dækker den nuværende situation for behandling af imprægneret træaffald og fem alternative behandlingsscenarier. Tabel 3 viser en oversigt over scenarie 0-5. Den primære forskel imellem scenarierne er behandlingsteknologien (deponering, forgasning, forbrænding på tysk træaffaldsforbrændingsanlæg hhv. dansk affaldsforbrændingsanlæg) og beliggenhed af anlægget (Danmark eller Tyskland). Alle scenarier inkluderer grovneddeling af træaffaldet og transport til det pågældende behandlingsanlæg. Den opstrøms indsamling og sortering af det imprægnerede træ er ens i alle scenarier og er ikke medtaget i scenarierne.

**TABEL 3**  
DE BETRAGTEDE SCENARIER FOR BEHANDLING AF IMPRÆGNERET TRÆAFFALD

	Beskrivelse
<b>Scenarie 0</b>	Nuværende situation, hvor majoriteten energiudnyttes i Tyskland og resten deponeres i Danmark.
<b>Scenarie 1</b>	Deponering på deponeringsanlæg i Danmark.
<b>Scenarie 2</b>	Forgasning på forgasningsanlæg i Danmark.
<b>Scenarie 3</b>	Forbrænding på træfyret kraftværk i Tyskland.
<b>Scenarie 4</b>	Dedikeret forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg i Danmark.
<b>Scenarie 5</b>	Medforbrænding på affaldsforbrændingsanlæg i Danmark.

### 4.1.1 Scenarie 0: Nuværende situation

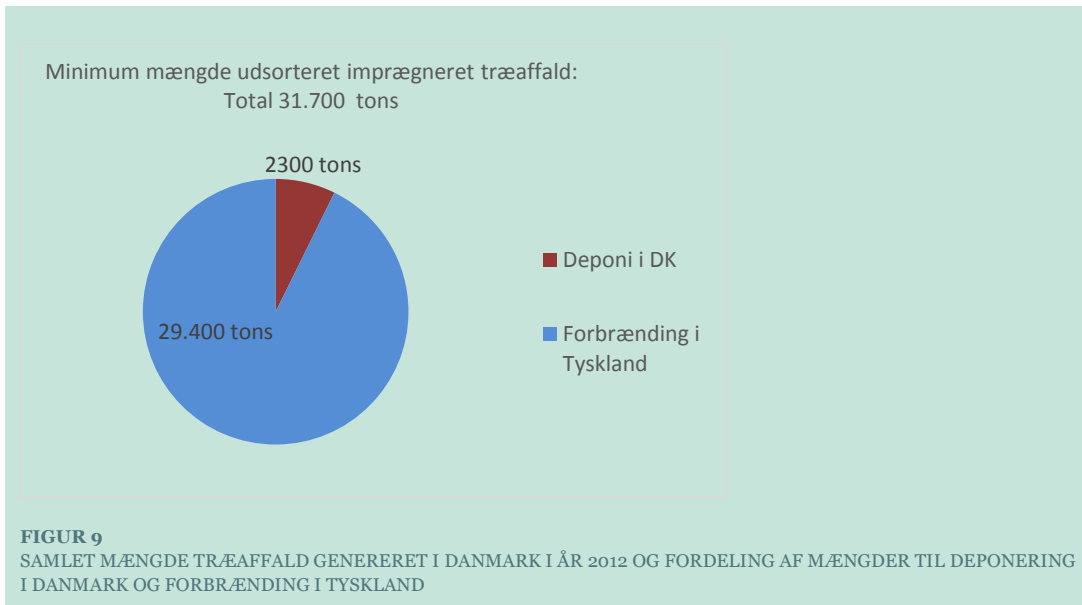
Scenarie 0 dækker status-quo for håndtering af imprægneret træaffald, hvilket er en kombination af deponering i Danmark og eksport til forbrænding på godkendte forbrændingsanlæg til modtagelse af træaffald i Tyskland.

På basis af kortlægning af nuværende praksis er det estimeret at cirka 31.700 tons imprægneret træ udsorteres pr. år i Danmark<sup>4</sup> (Figur 9). Den reelle mængde, der genereres, er formentlig større, og skal sandsynligvis findes i intervallet 40.000-65.000 tons (denne problemstilling er beskrevet nærmere i kortlægningsrapporten). I LCA'ens scenarie 1 er det dog den %-vise fordeling af behandlingen af det imprægnerede træaffald, der er afgørende. Over 90 % (estimeret til 93 %) af det udsorterede imprægnerede træaffald eksporteres til forbrænding i Tyskland og en meget lille del (estimeret til 7 %) deponeres i Danmark<sup>5</sup>.

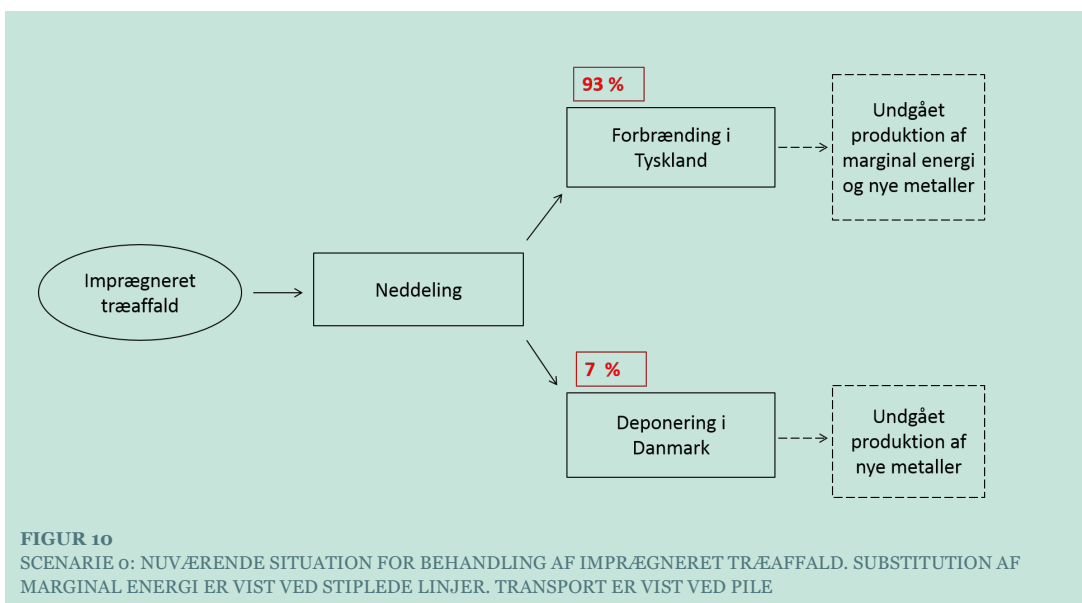
<sup>4</sup> Data baseret på spørgeskemaundersøgelse og interviews med relevante aktører

<sup>5</sup> Data baseret på spørgeskemaundersøgelse og interviews med relevante aktører

Ydermere er det fundet, at cirka 12.000 tons imprægneret træaffald fejlsorteres med ikke-imprægneret træaffald og herefter brændes på danske affaldsforbrændingsanlæg. Det betyder, at den egentlige totalmængde af imprægneret træ i Danmark er omkring 40.000 tons per år, men at knap 30 % fejlsorteres. Nærværende LCA har til formål at belyse de potentielle miljøpåvirkninger ved behandling af udsorteret imprægneret træaffald, hvorfor den fejlsorterede mængde udelades i analysen.



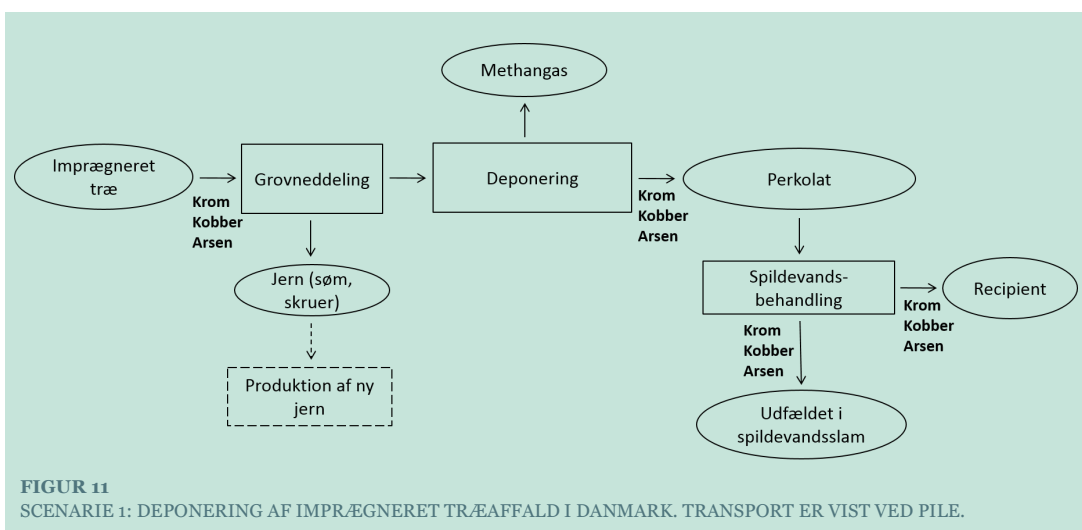
Figur 10 viser flows af imprægneret træaffald i scenarie 0. Træet neddeles til håndterbar størrelse ved brug af en dieseldreven maskine. Transport til behandling er inkluderet, markeret med pile i Figur 9. Forbrændingen i Tyskland producerer energi, som forudsættes at substituere (erstatte) produktion af marginal energi. Inden træet forbrændes henholdsvis deponeres foretages en udsortering af de jernholdige fraktioner. Jernskrottet sælges til genanvendelse. Substituering af produktion af marginal energi og nye metaller er vist med stiplede linjer i Figur 10. Modelleringen af scenarie 0 er en kombination af modelleringen af scenarie 1 (deponi) og scenarie 3 (forbrænding i tyskland), som er vist med større deltaljeringsgrad end scenarie 0.





#### 4.1.2 Scenarie 1: Deponering

Scenarie 1 omfatter deponering af imprægneret træaffald på et deponeringsanlæg i Danmark (Figur 11). Inden træet leveres til deponeringsanlægget udsorteres størstedelen af de jernholdige fraktioner af private virksomheder (på modtageanlæg/omlastepladser). Jernskrottet sælges til genanvendelse ved en antaget substitution af 87 % jomfruelig jern (jf. EASETECH-proces for genanvendelse af jern i Sverige). Transport af indsamlet imprægneret træaffald til deponeringsanlæg er inkluderet. Inden deponering neddeles det imprægnerede træ til håndterbar størrelse. Der sker ingen yderligere neddeling til flis (Reinholdt Jensen, 2014). Materiale- og energiforbrug samt udvaskning af krom, kobber og arsen til perkolat og udslip af metan til atmosfæren under deponering er inkluderet, med en tidshorizont for emissionerne på 100 år. Hvordan dette er modelleret er beskrevet i afsnit 5.1.2. Efter samtale med ansatte ved danske deponeringsanlæg antages det, at methangassen frigives direkte til atmosfæren, dvs. at gassen ikke opsamles eller oxideres til kuldioxid.



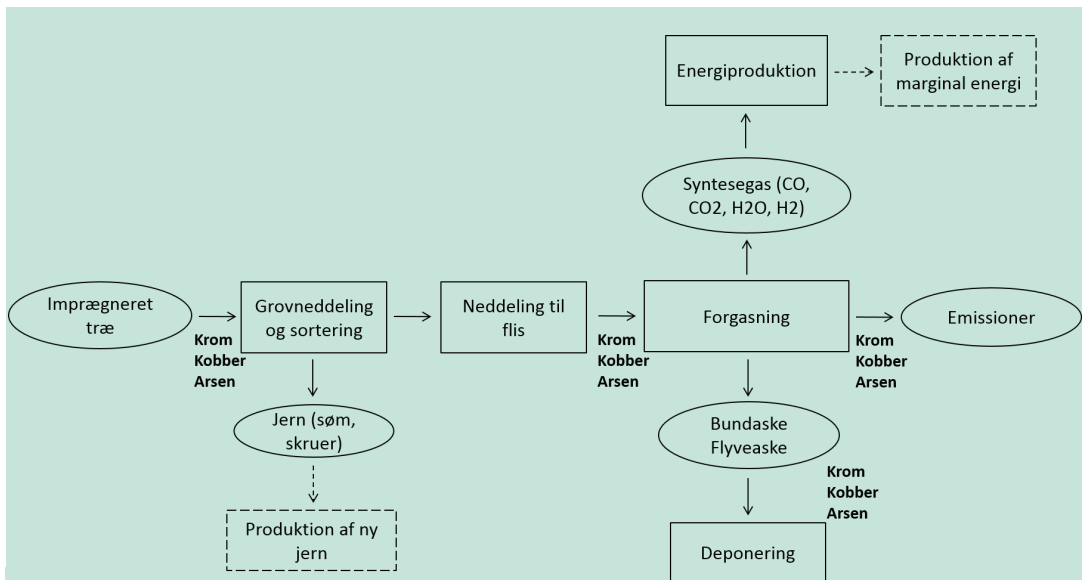
FIGUR 11  
SCENARIO 1: DEPONERING AF IMPRÆGNERET TRÆAFFALD I DANMARK. TRANSPORT ER VIST VED PILE.

#### 4.1.3 Scenarie 2: Behandling på forgasningsanlæg

Scenarie 2 omfatter forgasning af imprægneret træaffald i et anlæg med beliggenhed i Danmark (Figur 12). I dag findes der ikke noget fuldskala forgasningsanlæg i Danmark, hvormed scenarie 2 er et muligt fremtidsscenario. Miljøomkostningerne ved konstruktion af et evt. nyt anlæg er ikke inkluderet i LCA'en, da de vurderes at være lave per ton imprægneret træaffald set over anlæggets tidsperiode. Transport af indsamlet imprægneret træaffald til forgasningsanlæg er inkluderet. Træet neddeles til håndterbar størrelse og jernholdige fraktioner frasorteres af private virksomheder (på modtageanlæg/omlastepladser). Jernskrottet sælges til genanvendelse. Inden forgasning neddeles det imprægnerede træ yderligere til flis.

Ved forgasning af biomasse omsættes det organiske materiale (træaffaldet), ved underskud af ilt, til koks, pyrolysegas og tjære, som omdannes til syntesegas (se bestanddele af syntesegas i figuren). Den producerede energi fra forbrænding af syntesegassen antages at substituere marginal energi, markeret med stiplede linjer i Figur 12. Emissioner til atmosfæren samt behandling af aske fra forgasningsprocessen er inkluderet.

Asken fra forgasningsprocessen antages at blive deponeret. Kommunekemi (nu Ekokem) har udført et pilotprojekt med oparbejdning af askeresten, således at krom og kobber vil kunne genanvendes, mens arsen vil blive deponeret (Andersson & Quistgaard, 2002). Jf. Christensen et al. (2013) findes der dog ingen kommercielle anlæg til ekstrahering af metaller fra asken, hvorfor det ikke er inkluderet i nærværende LCA.

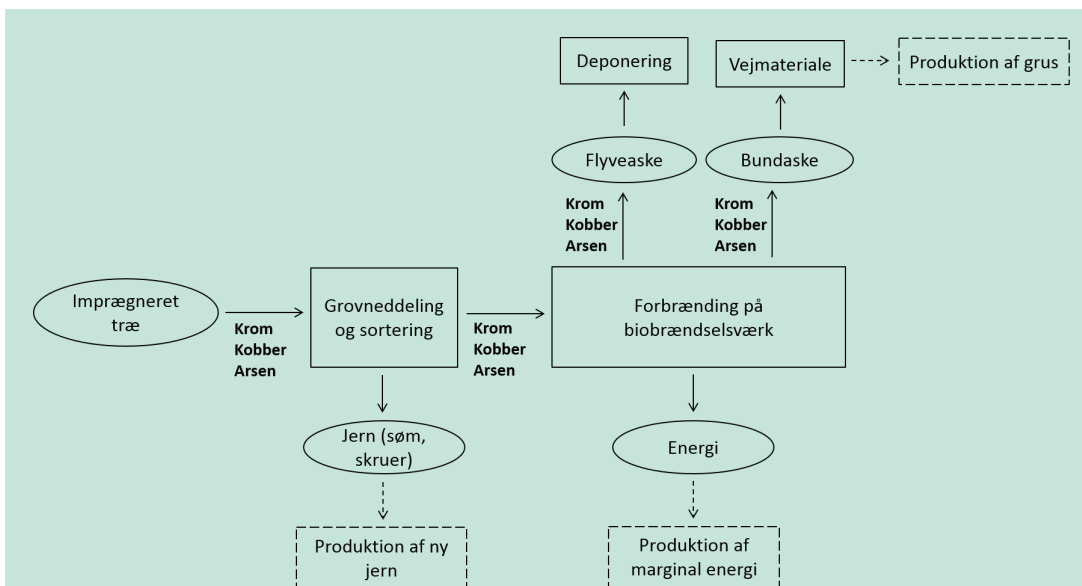


**FIGUR 12**  
 SCENARIO 2: FORGASNING AF IMPRÆGNERET TRÆ I DANMARK. SUBSTITUTION AF MARGINAL ENERGI OG NYT JERN ER VIST VED STIPELE LINJER. TRANSPORT ER VIST VED PILE.

#### 4.1.4 Scenarie 3: Forbrænding på træfyret kraftværk

Scenarie 3 omfatter forbrænding af imprægneret træaffald på et træfyret kraftværk i Tyskland (Figur 13). Træ imprægneret med krom, kobber og arsen må i Tyskland kun forbrændes på godkendte anlæg. Godkendte nyttiggørelsesanlæg findes ikke i Danmark, og en stor del af dansk imprægneret træaffald behandles typisk på godkendte anlæg i Tyskland, der kun fyrer med træaffald.

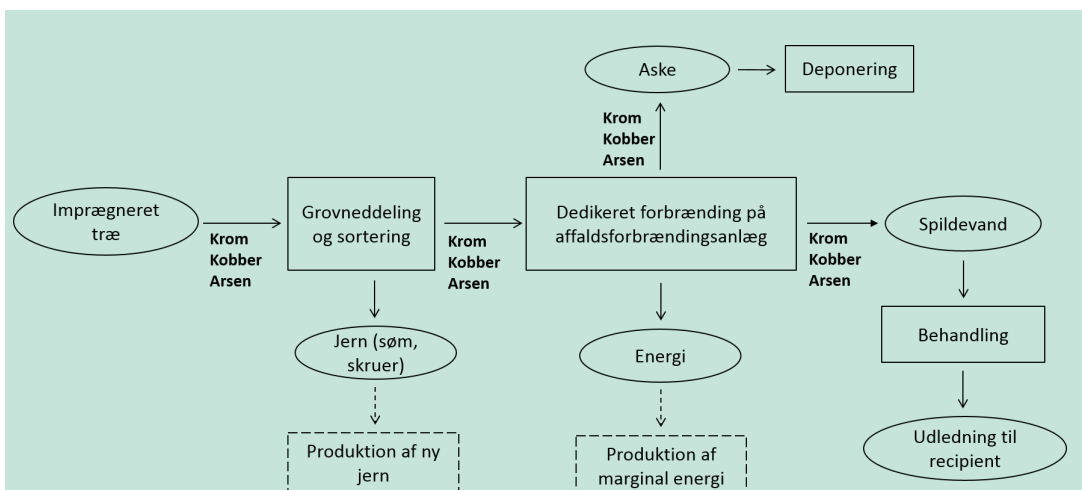
Transport af indsamlet imprægneret træaffald er inkluderet. Inden behandling neddeles det imprægnerede træ til håndterbar størrelse og jernholdige fraktioner såsom søm og skruer frasorteres af private virksomheder (på modtageanlæg/omlastepladser). Jernskrottet sælges til genanvendelse. Inden forbrænding på det træfyrede kraftværk neddeles træet til flis (DAKOFA 2014). Forbrænding af imprægneret træaffald producerer energi, hvilken forudsættes at substituere produktion af marginal energi, markeret med stiplede linjer i Figur 13. Emissioner til atmosfæren samt behandling af bundaske, flyveaske og spildevand er inkluderet.



**FIGUR 13**  
 SCENARIO 3: FORBRÆNDING AF IMPRÆGNERET TRÆ I TYSKLAND. SUBSTITUTION AF MARGINAL ENERGI, NYT JERN OG GRUS ER VIST VED STIPLEDE LINJER. TRANSPORT ER VIST VED PILE

#### 4.1.5 Scenario 4: Dedikeret forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg

Scenario 4 omfatter dedikeret forbrænding af imprægneret træaffald på et dansk affaldsforbrændingsanlæg (Figur 14). Ved dedikeret forbrænding er imprægneret træaffald det eneste brændsel, hvilket ikke er tilladt på danske affaldsforbrændingsanlæg i dag. Transport af indsamlet imprægneret træaffald til affaldsforbrændingsanlæg er inkluderet. Inden forbrænding neddeles det imprægnerede træ til håndterbar størrelse og de jernholdige fraktioner frasorteres. Ifølge Johnsen (2014) og Bojsen (2014) kan det både være tilfældet på danske affaldsforbrændingsanlæg, at jernet frasorteres før forbrænding og fra bundasken efter forbrænding. Forbrænding af imprægneret træaffald producerer energi, hvilken forudsættes at substituere produktion af marginal energi, markeret med stiplede linjer i Figur 14. Emissioner til atmosfæren samt behandling af bundaske, flyveaske og spildevand er inkluderet.



**FIGUR 14**  
 SCENARIO 4: DEDIKERET FORBRÆNDING AF IMPRÆGNERET TRÆ I DANMARK. SUBSTITUTION AF MARGINAL ENERGI OG NYT JERN ER VIST VED STIPLEDE LINJER. TRANSPORT ER VIST VED PILE.

Slagger fra forbrænding af affald, der hovedsageligt består af dagrenovation eller dagrenovationslignende affald, kan nyttiggøres efter Restproduktbekendtgørelsen (BEK nr. 1672/2016), forudsat at bekendtgørelsen øvrige bestemmelser er opfyldt. Slagger fra et anlæg, der udelukkende forbrænder imprægneret træaffald, er ikke omfattet af Restproduktbekendtgørelsen, og kan derfor ikke nyttiggøres efter bekendtgørelsens bestemmelser. Det er kommunen, der skal foretage en klassificering af affaldet, dvs. vurdere om affaldet er egnet til nyttiggørelse, forbrænding eller deponering, jf. Affaldsbekendtgørelsen. Da CCA-imprægneret træaffald ofte betegnes som farligt affald, vurderes det mest sandsynligt, at slagger fra dedikeret forbrænding af imprægneret træaffald skal deponeres.

Der er flere parametre, der kan være relevante at inddrage, når det skal vurderes, om slaggen kan deponeres i Danmark, eller om slaggen er for forurennet hertil og i stedet skal eksporteres til deponering i Tyskland (saltminer) eller Norge (Langøya). Der skal foretages en grundlæggende karakterisering af affaldet, jf. Deponeringsbekendtgørelsens bilag 3, som består af forskellige parametre. Der er ikke nok oplysninger tilgængelige i nærværende LCA til at træffe en sådan vurdering.

Miljømæssigt og samfundsøkonomisk vil det dog være af betydning, om slaggen deponeres i Danmark eller i udlandet, idet der er emissioner via perkolat fra et dansk deponeringsanlæg, mens udvaskning fra tyske saltminer eller fra den norske ø Langøya betragtes som ikke-eksisterende pga. disse deponeringsfaciliteters fysiske egenskaber. Desuden er der forskellige økonomiske omkostninger relateret til deponering i Danmark eller udlandet.

Tabel 4 viser måledata for slagger fra dedikeret forbrænding af imprægneret træaffald på RenoSyd I/S. Faststofindholdet i slaggen er vist såvel som koncentrationen i eluatet fra slaggen. Der ses forholdsvis store standardafvigelse for faststofindholdet af arsen og zink og for eluatkoncentrationen af krom, zink og selen.

Det skal bemærkes, at måledata repræsenterer ubehandlet slagge, dvs. slagge der ikke er sigtet, og heller ikke modnet. Normalt vil slaggen ligge 2-3 måneder forud for en prøvetagning til eluat-analyse, hvilket ikke er gjort i forsøget med forbrænding på RenoSyd A/S. Resultaterne skal derfor betragtes som "worst case", da den binding af slaggens tungmetaller, der sker i modningsprocessen, ikke har fundet sted, og udvaskningen af tungmetaller dermed er højere end fra modnet slagge.

**TABEL 4**  
MÅLEDATA AF BUNDASKEN FRA DEDIKERET FORBRÆNDING AF IMPRÆGNERET TRÆ

	<b>Faststofindhold (mg/kg)</b>		<b>Koncentration i eluat (µg/l)</b>
<b>Stof</b>		<b>Stof</b>	
Cr total	250 (+/- 66)	Cr total	4900 (+/- 3081)
Cu	2.333 (+/- 416)	Cu	357 (+/- 25)
As	597 (+/- 319)	As	8 (+/- 3)
Pb	58 (+/- 12)	Pb	113 (+/- 39)
Zn	507 (+/- 428)	Zn	136 (+/- 122)
Hg	0,01 (+/- 0,01)	Se	10 (+/- 10)
Cd	2,7 (+/- 0,7)		

Er slaggen for forurennet til at blive deponeret i Danmark, antages det, at slaggen vil blive deponeret i tyske saltminer. Deponering af slaggen i tyske saltminer forventes som værende sandsynlig. Da det har betydning om slaggen deponeres i Danmark eller udlandet undersøges det i en følsomhedsanalyse, hvad det betyder for resultaterne, hvis slaggen i stedet deponeres i Danmark. Der vil dermed blive modelleret to scenarier; 1) deponering af slagger i tysk saltmine (basisscenarie) og 2) deponering på dansk deponeringsanlæg (følsomhedsanalyse).

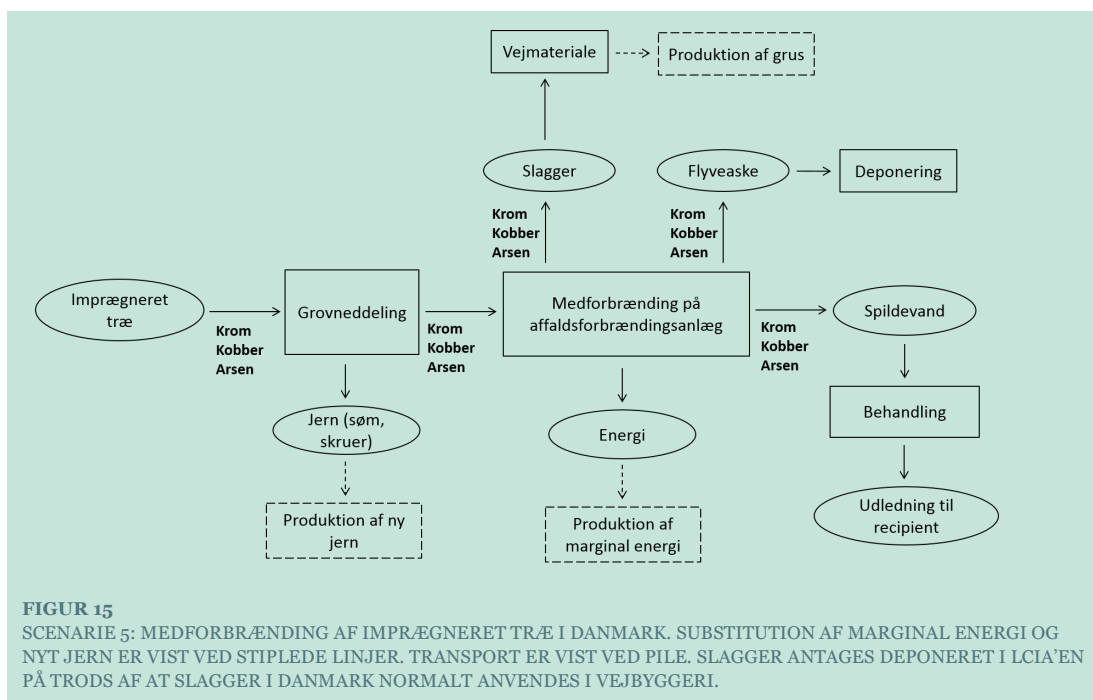
I Townsend et al. (2002) er der målt totalindhold og eluatindhold i ikke-modnet aske efter dedikeret forbrænding af imprægneret træ med forskellige niveauer af krom, kobber og arsen. Faststofindholdet per metal lå i størrelsesordenen af 10.000 mg/kg. Dette er ca. 4 gange højere end de målte faststofværdier for kobber, 40 gange højere end krom og 16 gange højere end arsen, jf. resultaterne i Tabel 4. Eluatindholdet i Townsend et al. (2002) var for krom-total imellem 1-29 mg/l, for kobber imellem 0.05-41 mg/l og for arsen imellem 59-561 mg/l. Særligt arsenindholdet i eluat målt i Townsend et al. (2002) er væsentligt højere end arsenindholdet målt ved forsøget på RenoSyd.

#### 4.1.6 Scenarie 5: Medforbrænding på affaldsforbrændingsanlæg

Scenarie 5 omfatter medforbrænding af imprægneret træaffald på et dansk affaldsforbrændingsanlæg (Figur 15). Det imprægnerede træaffald udgjorde 10 % af den samlede mængde affald forbrændt. Medforbrænding af imprægneret træaffald er ikke tilladt på danske affaldsforbrændingsanlæg i dag.

Systemgrænsen starter ved grovneddeling af det imprægnerede træ til håndterbar størrelse. Transport af indsamlet imprægneret træaffald til affaldsforbrændingsanlæg er inkluderet. Inden behandling neddeles det imprægnerede træ til håndterbar størrelse. Hvorvidt der sker en udsortering af jernholdige fraktioner inden selve forbrændingen varierer formentlig iblandt de danske anlæg. På basis af Bojsen og Skovrider-Ruminski (2014) ved vi, at på de to anlæg som Vestforbrænding I/S leverer træaffald til, bliver træet neddelt med en knusemaskine, hvorpå der er monteret magnet til udsortering af metaller. Denne praksis antages at være repræsentativ for den typiske forbehandlingsmetode, og inkluderes dermed i scenariet.

Det antages, at de jernholdige fraktioner frasorteres inden forbrændingsprocessen (Bojsen og Skovrider-Ruminski, 2014). Forbrænding af imprægneret træaffald producerer energi, hvilken forudsættes at substituere produktion af marginal energi, markeret med stiplede linjer i Figur 15. Emissioner til atmosfæren samt behandling af bundaske, flyveaske og spildevand er inkluderet.



Det er et åbent spørgsmål om medforbrænding af imprægneret træaffald, kan betragtes som værende hovedsageligt dagrenovation eller dagrenovationslignende affald, og det vil være en vurderingssag i kommunen, om den resulterende slagge er omfattet af Restproduktbekendtgørelsens bilag I eller ej (bekendtgørelse nr. 1672/2016). Det er valgt at vise kategoriseringen af restprodukter fra Restproduktbekendtgørelsens bilag 6 sammen med måledata fra fuldskala forbrændingsforsøget på RenoSyd I/S i Tabel 5. Restproduktbekendtgørelsens kategorisering er baseret på kvantitative krav til faststofindhold og eluatkoncentration af en række metaller.

Det skal bemærkes, at måledata repræsenterer ubehandlet slagge, dvs. slagge der ikke er sigtet, og heller ikke modnet. Normalt vil slaggen ligge 2-3 måneder forud for en prøvetagning til eluat-analyse, hvilket ikke er gjort i forsøget med forbrænding på RenoSyd A/S. Resultaterne skal derfor betragtes som "worst case", da den binding af slaggens tungmetaller, der sker i modningsprocessen, ikke har fundet sted, og udvaskningen af tungmetaller dermed er højere end fra modnet slagge.

**TABEL 5**  
SAMMENLIGNING AF KATEGORISERING I RESTPRODUKTBEKENDTGØRELSEN (BEK NR. 1662/2010) MED MÅLEDATA FRA MEDFORBRÆNDING AF IMPRÆGNERET TRÆ

	<b>Kategori 1</b>	<b>Kategori 2</b>	<b>Kategori 3</b>	<b>Måledata (mg/kg)</b>
Faststofindhold (mg/kg)				
<b>Cr total</b>	0-500	>500	>500	7 (+/- 96)
<b>Cr VI</b>	0-20	>20	>20	Ej målt
<b>Cu</b>	0-500	>500	>500	793 (+/- 630)
<b>As</b>	0-20	>20	>20	60 (+/- 18)
<b>Pb</b>	0-40	>40	>40	57 (+/- 31)
<b>Cd</b>	0-0,5	>0,5	>0,5	96 (+/- 7)
<b>Hg</b>	0-1	>1	>1	0,02 (+/- 0,01)
<b>Ni</b>	0-30	>30	>30	Ej målt
<b>Zn</b>	0-500	>500	>500	1100 (+/- 953)
Koncentration i eluat (µg/l)				
<b>Cr total</b>	0-10	0-10	10-500	58 (+/- 88)
<b>Cu</b>	0-45	0-45	45-2000	52 (+/- 68)
<b>As</b>	0-8	0-8	8-50	28 (+/- 46)
<b>Pb</b>	0-10	0-10	10-100	22 (+/- 36)
<b>Cd</b>	0-2	0-2	2-40	Ej målt
<b>Hg</b>	0-0,1	0-0,1	0,1-1	Ej målt
<b>Ni</b>	0-10	0-10	10-70	Ej målt
<b>Zn</b>	0-100	0-100	100-1500	28 (+/- 37)
<b>Ba</b>	0-300	0-300	300-4000	Ej målt
<b>Se</b>	0-10	0-10	10-30	11 (+/- 15)

Det ses i Tabel 5, at slaggekoncentrationer af kobber og arsen ligger omkring kategori 3, dog med en særdeles høj standardafvigelse for kobber. Indholdet af krom-total ligger inden for kategori 1. Indholdet af Pb og Hg forventes at skyldes andre affaldsfraktioner end imprægneret træ (Riber et al. 2009). Det er i realiteten bekendtgørelsens intervaller for eluatkoncentrationen, der kategoriserer imellem kategori 2 og 3. Eluatkoncentrationen af krom og kobber er inden for kategori 3, imens eluatkoncentrationen af arsen har en høj standardafvigelse og kan befinde sig uden for kategori 3.

Hvis slagger fra affaldsforbrænding overskrider kravene til kategori 3 kan slaggen ikke nyttiggøres efter restproduktbekendtgørelsens bestemmelser. Det fremgår af Restproduktbekendtgørelsens § 5 stk. 4, at: "Tilladelse til anvendelse af jord eller restprodukter, der ikke er omfattet af kategori 1, 2 eller 3, meddeles efter bestemmelserne i miljøbeskyttelsesloven". En anvendelse af slagge, der

overskrider kravene til kategori 3 forudsætter, at kommunen, efter en konkret vurdering, finder, at den ansøgte anvendelse er miljømæssigt acceptabel, på grundlag af en konkret vurdering efter miljøbeskyttelseslovens bestemmelser.

I Townsend et al. (2002) er der målt eluatindhold efter 5 % medforbrænding af imprægneret træ med forskellige niveauer af krom, kobber og arsen. Eluatindholdet var for krom-total imellem 4-6 mg/l, for kobber imellem 0-0,05 mg/l og for arsen imellem 1-2 mg/l (Townsend et al. 2002). Særligt indholdet af krom og arsen ligger væsentligt over eluatindholdet målt i forbindelse med forsøget på RenoSyd. Arsenindholdet på 1000-2000 µg/l i Townsend et al. (2002) ligger betydeligt over kravet til kategori 3 og indikerer, at slaggen ikke vil kunne nyttiggøres.

Det er usikkert, hvorvidt slaggen vil kunne nyttiggøres inden for restproduktbekendtgørelsens bestemmelser, da arsenindholdet i eluaret kan ligge udenfor kategori 3. Da måledata repræsenterer ubehandlet slagge, der ikke har modnet, har den binding af tungmetaller, der normalt sker i modningsprocessen, ikke fundet sted, og udvaskningen er dermed højere end for modnet slagge. Det er derfor muligt, at slaggen ville have kunnet overholde kategori 3 betingelserne, hvis den havde ligget de to-tre måneder, som slagge normalt ligger forud for en prøvetagning til eluatanalyse.

Da der ikke haves data for modnet slagge, er det imidlertid – på basis af egne målinger og Townsend et al. (2002) – antaget, at slaggen deponeres. Er slaggen forurenet til at blive deponeret i Danmark, antages det, at slaggen vil blive deponeret i tyske saltminer. Deponering af slaggen i tyske saltminer forventes som værende sandsynlig. Da det har betydning, om slaggen deponeres i Danmark eller udlandet undersøges det i en følsomhedsanalyse, hvad det betyder for resultaterne hvis slaggen i stedet deponeres i Danmark. Der vil dermed blive modelleret to scenarier; 1) deponering af slagge i tysk saltmine (basisscenarie) og 2) deponering på dansk deponeringsanlæg (følsomhedsanalyse).

#### **4.2 Sammensætning af imprægneret træaffald**

I forbindelse med fuldskala forbrændingsforsøget (kort beskrevet i afsnit 2.2) er der foretaget faststofanalyser af udsorteret imprægneret træaffald mhp en række metaller og 15 PAH'er (polyaromatiske hydrocarboner). Det udsorterede træ er fortrinsvist CCA-imprægneret, men kan også indeholde kreosotbehandlet træ<sup>6</sup>, samt træ imprægneret med andre kobberholdige midler uden arsen og krom. Ifølge faststofanalysens analyserapport blev der udført dobbeltbestemmelser af prøvematerialet.

Tabel 6 viser resultaterne af faststofanalysen udført ifm. fuldskalaforsøget. Tredje kolonne viser den relative standardafvigelse imellem dobbeltbestemmelsen. Hvor den relative standardafvigelse er større end 20 % for metallerne, er begge målinger vist (gælder for Pb, Se og Sn). Det er her besluttet at anvende den højeste af de to måleværdier. Til at supplere faststofanalysen er anvendt data fra Riber et al. (2008), som er et eksisterende datasæt i EASETECH-databasen, der dækker træaffald fra danske husholdninger. Data fra Riber et al. (2008) er vist nederst i Tabel 6 (kilder i højre kolonne).

Værdierne i Tabel 6 udgør LCA'ens datagrundlag for den kemiske sammensætning af imprægneret træaffald i LCA'en. Summen af PAH er anvendt, da det ikke er muligt at indføre enkelte PAH'er.

Sammenlignes koncentrationerne af krom, kobber og arsen med faststofanalysen i Jørgensen et al. (2008) ses, at tallene er cirka tre gange højere i Jørgensen et al. (2008); 1.500 mg/kg (krom), 1.400 mg/kg (kobber) og 1.700 mg/kg (arsen). Målinger foretaget ifm. Hansen et al. (2008) viser i gennemsnit en koncentration på 875 mg/kg krom, 1.250 mg/kg kobber og 775 mg/kg arsen, hvilke

<sup>6</sup> Ifølge rapporten, der beskriver forbrændingsforsøget på RenoSyd, udgjorde kreosotbehandlet træ 15-20 % af inputmaterialet til forbrændingsforsøget.

også er højere end koncentrationerne i Tabel 6. Dette kan skyldes forskelle i graden af sortering af det imprægnerede træaffald, inden analysen er udført, samt at CCA-imprægneret træ udgør en mindre del af imprægneret træaffald i dag, eftersom CCA-imprægnering blev forbudt at anvende i 1990'erne. Det kan ligeledes skyldes, at koncentrationen af CCA-middel i træ aftager som en funktion af tid som følge af udvaskning fra træet i brugsfasen. Data i rapporter publiceret i 2008 stammer fra begyndelse af 2000'erne, og dermed kan træet, der har indgået i nærværende studie, være ca. 10 år ældre.

**TABEL 6**  
ANVENDT KEMISK SAMMENSÆTNING AF IMPRÆGNERET TRÆAFFALD

Parameter	Værdi (mg/kg)	Relativ standardafvigelse (%)	Kilde
Cr	460	7	Fuldskalaforsøg
Cu	660	11	Fuldskalaforsøg
As	390	3	Fuldskalaforsøg
Fe	1000	2	Fuldskalaforsøg
Cd	0,15	7	Fuldskalaforsøg
Pb	6,6/4,8	>20	Fuldskalaforsøg
Se	0,79/0,34	>20	Fuldskalaforsøg
Sn	7,0/2,5	>20	Fuldskalaforsøg
Ti	22	19	Fuldskalaforsøg
Zn	170	17	Fuldskalaforsøg
Polyaromatiske hydrocarboner (PAH)	841		Fuldskalaforsøg
Ca	10.000		Riber et al. (2008)
Cl	1.000		Riber et al. (2008)
F	100		Riber et al. (2008)
H	60.000		Riber et al. (2008)
K	2.000		Riber et al. (2008)
N	8.000		Riber et al. (2008)
Na	700		Riber et al. (2008)
O	310.000		Riber et al. (2008)
P	300		Riber et al. (2008)
S	800		Riber et al. (2008)
Al	4.000		Riber et al. (2008)
Hg	0,2		Riber et al. (2008)
Mg	900		Riber et al. (2008)
Mn	200		Riber et al. (2008)



Mo	0,2		Riber et al. (2008)
Ni	4		Riber et al. (2008)

Datagrundlaget for vandindhold og brændværdi af imprægneret træaffald er Energistyrelsens standardfaktorer for træaffald (Energistyrelsen 2013), vist i Tabel 7. Den angivne brændværdi svarer til cirka 19 GJ per ton tørstof træaffald. Askeindholdet er fra Jørgensen et al. (2008).

**TABEL 7**  
ANVENDTE VÆRDIER FOR BRÆNDVÆRDI, VANDINDHOLD OG ASKEINDHOLD

Nedre brændværdi (GJ/ton)	Vandindhold (%)	Askeindhold (%)
14,7	20	2,2

Imprægneret træaffald indsamlet fra genbrugspladser, modtageanlæg o. lign. indeholder andre materialer end træ, især jernholdige fraktioner i form af søm og skruer. Tabel 8 viser sammensætningen af materialefraktioner. Datagrundlaget er Miljøprojekt 1208 (Hansen et al., 2008). De anførte værdier i højre kolonne anvendes i LCA'en.

Det kan ikke forventes, at al sand og grus fjernes fra træet inden behandlingsprocessen går i gang (deponering, forgasning, forbrænding), men LCA'ens funktionelle enhed på 1000 kg imprægneret træaffald (tørstof) vælges at være eksklusiv de 5-10 % sand og grus. Sandet og gruset transporteres sammen med træaffaldet, men for at simplificere, er dette ikke modelleret. De 5 % (50 kg) jernholdige fraktioner per ton imprægneret træ inkluderes ved at blive lagt oven i 1000 kg imprægneret træaffald. Der ses bort fra eventuelle forekomster af støv og andet.

**TABEL 8**  
MATERIALEFRAKTIONER I IMPRÆGNERET TRÆAFFALD. HØJRE KOLONNE VISER DE VÆRDIER DER ER ANVENDT I LCA'EN

Fraktion	Værdi (min.-maks.)	Værdi (anvendt)
Frit jern	2-5 %	5 % (Hansen et al. 2008)
Sand, grus	5-10 %	Er ikke inkluderet

### 4.3 Transport

Der er foretaget et estimat af transporten i scenarie 1-5 (scenarie 0 er en kombination af scenarie 1 og 3). Der er ikke foretaget nogen analyse af transportafstande ved behandling af imprægneret træaffald, men for at få et indtryk af transportafstandenes betydning blev samtlige scenarier for behandling i Danmark modelleret med en transportafstand på 100 km fra træaffaldet er indsamlet og til det er leveret til behandlingsanlæg. I scenarie 3, med transport af træaffaldet til Tyskland, er transportafstanden længere. Ud fra en undersøgelse af hvilke tyske anlæg, der modtager imprægneret træaffald, er der fundet frem til tre anlæg med beliggenhed i Königs Wusterhausen, Mannheim og Wicker (alle hører under virksomheden MVV Energie, som er nævnt i Christensen et al., 2013). Afstandene til disse tre tyske anlæg er estimeret til henholdsvis cirka 400, 800 og 900 km. Det forventes, at det mest sandsynlige anlæg er anlægget med den korteste distance til Danmark, og en afstand på 400 km anvendes derfor. Tabel 9 viser de estimerede transportdistancer.

Det er antaget at transporten i alle tilfælde er landbaseret og er foretaget med en lasteevne på 20-26 ton. Til modelleringen er anvendt processen "Road, Truck, 20t-26t, Euro5, on highway, DK, 2009". Der regnes med fuld last, dvs. ikke nogen volumenbegrænsning for træ. Transport af jernskrot til genanvendelsesanlæg samt transport af bundaske og flyveaske er ikke inkluderet. Det forventes ikke, at transporten vil være afgørende for behandlingsscenariernes potentielle miljøpåvirkninger.

**TABEL 9**  
ESTIMEREDE TRANSPORTDISTANCER ANVENDT I LCA'EN

<b>Scenarie</b>	<b>Distance: transport til behandlingsanlæg</b>
Scenarie 1,2,4,5	100 km (beliggenhed i Danmark)
Scenarie 3	400 km (beliggenhed i Tyskland)

# 5. Livscyklusopgørelser

## 5.1 LCI af behandlingsprocesser

De følgende livscyklusopgørelser (LCI) beskriver datagrundlaget for behandlingsprocesserne.

### 5.1.1 Neddeling og sortering af imprægneret træ

Teknologien for grovneddeling og udsortering af metaller er baseret på erfaringer fra to anlæg som Vestforbrænding I/S leverer til; anlæggene neddeler, sorterer og afsætter imprægneret træ til Tyskland og genanvendeligt træ til genanvendelse (Bojsen og Skovrider-Ruminski, 2014). Begge anlæg har monteret magnet på knuseanlægget, og udsorterer derved jernholdige metaller fra træaffaldet samtidig med at træet neddeles. Om imprægneret træ afsat til forbrænding i Danmark vil blive neddelt og sorteret inden forbrænding, afhænger formentlig af anlæggenes modtagekrav, idet der kan være begrænsning i størrelsen, der kan indfyres.

I nærværende LCA antages det, for alle behandlingsscenarier, at træet neddeles til håndterbare størrelser og at de genanvendelige jernholdige fraktioner udsorteres inden behandling. Det antages, at både neddelingen og udsorteringen af værdifulde metaller foretages på modtageanlæg af private virksomheder inden træet leveres til behandling (affaldsforbrændingsanlæg, forgasningsanlæg, deponi, træfyret kraftværk).

Det anvendte energiforbrug til neddeling af træaffald er 3 liter diesel per ton træaffald (COWI, 2010). Det antages, at energiforbruget er det samme for knuseanlæg med monteret magnet på. Ydermere antages det, at i de tilfælde hvor træaffaldet efterfølgende neddeles til flis før behandling (forgasning henholdsvis forbrænding på træfyret kraftværk) er energiforbruget yderligere 3 liter diesel per ton.

Tabel 10 viser anvendte data for energiforbrug ved neddeling af træaffaldet. Indholdet af jernholdige fraktioner i træaffaldet er vist i Tabel 8 og det antages at alt jern fjernes under udsorteringen.

**TABEL 10**  
ENERGIFORBRUG AF NEDDELING AF TRÆAFFALD OG UDSORTERING AF JERNFRAKTIONER

Proces	Enhed	Anvendt værdi
Grovneddeling af træaffald og udsortering af metaller	Liter diesel per ton træaffald	3
Neddeling til flis	Liter diesel per ton træaffald	3

### 5.1.2 Deponering af imprægneret træ

Samme principielle fremgangsmåde til modellering af forbrug og emissioner fra deponering af affald som anvendt i Møller et al. (2013) vil blive anvendt i nærværende LCA.

Deponeringsmodellen er opbygget i tre dele. Konstruktion og vedligeholdelse af cellerne i deponiet, emissioner fra gasproduktion i deponiet og emissioner fra perkolat fra deponiet. En udfordring i dataindsamlingen er at imprægneret træ typisk ikke deponeres på særskilte enheder, men sammen med blandet affald. Det er således svært at skaffe data fra danske anlæg for gasemission og emission til perkolat, som udelukkende skyldes træaffaldet.

#### 5.1.2.1 Konstruktion og vedligehold

I forbindelse med konstruktion af deponiet er der brug for transport af jord og sand, herudover bruges der også diesel til vedligehold. Desuden er medtaget ressourcer til produktion af HDPE liner til indsamling af perkolat. Tabel 11 viser anvendte mængder og referencer.

**TABEL 11**  
BRUG AF MATERIALER I DEPONI PER TON TRÆAFFALD

Materiale	Mængde	Reference
Diesel	0,24 liter per ton affald	Brogaard et al. (2013)
Transport af ler (82 kg per ton affald)	15 km transport. 0,03 liter diesel per ton-km	Brogaard et al. (2013), Stripple (2001), LIPASTO (2013)
Transport af sand (180 kg per ton affald)	2 km transport. 0,03 liter diesel per ton-km	Brogaard et al. (2013)
HDPE liner	0,23 kg per ton	Brogaard et al. (2013), Ecoinvent (2013)

#### 5.1.2.2 Gasemissioner fra deponiet

Træ er et biologisk materiale og det kan forventes at der sker en nedbrydning af materialet over tid. Ved aerob nedbrydning produceres kuldioxid (CO<sub>2</sub>) og ved anaerob nedbrydning produceres methan (CH<sub>4</sub>). Det forventes dog at nedbrydningens hastighed nedsættes pga. træets behandling med imprægneringsmidler.

Det har ikke været muligt at finde empiriske data for emission af CH<sub>4</sub> fra deponi, hvorfor der i stedet anvendes en standardmodellering i EASETECH. Udledningen af CH<sub>4</sub> over 100 år er beregnet ved at antage at gasproduktionen aftager over tid med funktionen  $e^{-kt}$ , hvor k er en degraderingskonstant og t er tiden i år. Den gennemsnitlige degraderingskonstant for træ og papir er 0,02 (De la Cruz og Barlaz, 2010), men imprægneret træ må forventes at have en væsentlig længere nedbrydningstid end ikke-imprægneret træ og papir. Det antages derfor, at degraderingskonstanten er en faktor 4 lavere, dvs. 0,005. Dette giver en 100-årig produktion på 24 m<sup>3</sup> methangas per ton træaffald. Med en densitet på 0,717 kg/m<sup>3</sup> methangas svarer det til 17 kg CH<sub>4</sub>. Dette er en grov tilnærmelse, der muligvis overdriver nedbrydningen af imprægneret træ, idet imprægneret træ i sin natur ikke bør kunne nedbrydes. Man kunne dog forestille sig, at neddelte imprægneret træ vil blive delvist nedbrudt over lang tid. Modelleringen af CH<sub>4</sub>-dannelse bør således som en konservativ ”worst case” tilgang.

Den producerede gas bliver ikke udledt direkte men skal passere gennem de øvre lag af deponiet, hvor der sker en bakteriel oxidering af stofferne til CO<sub>2</sub> (anses for CO<sub>2</sub>-neutralt). Der er valgt en oxidationskoefficient på 36 %, hvilken er baseret på EASETECH's data for et gennemsnitligt ydende deponianlæg. Baseret på beskrevne data er udregnet data for udledt methangas fra deponiet i kg per ton træaffald, se Tabel 12.

**TABEL 12**  
**PRODUKTION OG UDLEDNING AF CH<sub>4</sub> FRA DEPONERINGSANLÆGGET**

	<b>Produceret gas</b>	<b>Oxideret</b>	<b>Udledt efter oxidering</b>
	kg per ton affald	%	kg per ton affald
CH <sub>4</sub>	17	36	11

For en tidsperiode på 100 år anslås det almindeligvis, at 50 % af den biogene mængde kulstof er resterende i deponiet og 50 % er udledt (Christensen et al., 2009), men nedbrydningen antages at være en faktor 4 lavere for imprægneret træ, hvorfor det antages at 87 % af den biogene mængde kulstof er resterende i deponiet og 13 % er udledt efter 100 år, se beregning i Bilag 6: Beregnet kulstoflagring ved deponering af imprægneret træaffald. Denne mængde kulstof antages som værende lagret i deponiet og beregnes derfor som en CO<sub>2</sub>-besparelse, hvilket følger den metodiske praksis i Christensen et al. (2009) og Munoz et al. (2013). Det er et diskuteret emne, hvorvidt lagret biogent kulstof bør beregnes som en CO<sub>2</sub>-besparelse, dvs. en undgået udledning til global opvarmning (Munoz et al., 2013).

### 5.1.2.3 Perkolatsammensætning og udledning med spildevand

Data for perkolatsammensætningen er fra Jambeck et al. (2006), som repræsenterer et kolonneforsøg til simulering af udvaskning under deponering af CCA-imprægneret træ. Udvasningsforsøget havde en varighed på 755 dage, et volumen på 0,47 m<sup>3</sup>, en mængde træ på 152 kg og en samlet mængde udvasket vand på 91,1 liter. Kolonneforsøget er udført udendørs og efterligner således en naturlig situation, hvor træaffaldet kun udvasker, når det er udsat for nedbør.

Resultaterne fra Jambeck et al. (2006) indikerer en sammenhæng imellem pH og udvaskning, idet en lavere pH medfører en større frigivelse af tungmetallerne i træet. Korrelationer imellem nedadgående pH og opadgående frigivelse af tungmetaller er R<sup>2</sup> = 0,6 (arsen), R<sup>2</sup> = 0,59 (krom) og R<sup>2</sup> = 0,44 (kobber). Desuden er det fundet at udvaskning af tungmetaller er størst i starten af deponeringsperioden (Jambeck et al. 2006).

Analyseresultater fra Jambeck et al. (2006) angiver gennemsnitlige koncentrationer af krom total, kobber total og arsen total per liter perkolat på 9,43 mg/l (krom), 2,44 mg/l (kobber) og 42,2 mg/l (arsen). I forhold til startindholdet i det imprægnerede træaffald er der i løbet af forsøgets 755 dage udvasket henholdsvis 0,24 %, 0,14 % og 1,6 % af startindholdet af krom, kobber og arsen til perkolatet.

De potentielle miljøpåvirkninger fra udvaskning af krom, kobber og arsen bestemmes for en 100-årig periode. Dette kræver beregning af den akkumulerede udledning af krom, kobber og arsen over 100 år. Ved beregning af en "liquid to solid ratio" (L/S-ratio), der svarer til forholdet imellem perkolat og faststof i en 100-årig periode, kan der foretages en "oversættelse" af udvasningsforsøgets resultater til den grad af udvaskning, der forventes at ske fra deponiet over 100 år.

L/S-ratio beregnes med følgende ligning (Hjelmar 1990):

$$L/S \text{ (l/kg)} = \frac{P \text{ (m/år)} \times I \text{ (\%)} \times t \text{ (år)}}{h \text{ (m)} \times \rho \text{ (kg/l)}}$$

Her er:

P = årligt nedbør i Danmark (meter per år)

I = infiltrationsrate, dvs. andel af nedbør der filtrerer igennem deponiet (%)

t = tidshorizont (år)

h = højde af deponi (m)

$\rho$  = densitet af træaffaldet i bulk mængde (kg per l)

Det årlige nedbør, P, sættes typisk til 700 mm, dvs. 0,70 m/år (Butera et al. 2013). Den betragtede tidsperiode, t, er 100 år. Infiltrationsraten i deponiet er cirka 50 % i de første to år og cirka 25 % i de næste 98 år (Butera et al. 2013). Hermed er P x I lig med 0,4 m/år i de første to år og lig med 0,2 m/år i de næste 98 år.

Højden af deponiet sættes til 10 m, jf. Kosson et al. (1996). Den anvendte densitet,  $\rho$ , af træaffald i bulk mængde (dvs. inklusiv luften imellem træstykkerne) sættes til 190 kg/m<sup>3</sup>, hvilken tilsvarende grovneddelt træaffald (Jensen, 2014a). Densiteten er således 0,190 kg/l.

Ud fra disse værdier er det beregnet, at L/S-ratio de første to år er 0,4 l/kg og at L/S-ratio de næste 98 år er 10 l/kg. Den vægtede L/S-ratio over 100 år er således 9,8 l/kg, hvilken afrundes til 10 l/kg.

Dette betyder, at udvaskningen af krom, kobber og arsen skal beregnes for en L/S-ratio på 10 l/kg. I udvaskningsforsøget udført af Jambeck et al. (2006) er der opnået en maksimal L/S-ratio på 0,6 l/kg (91,1 l perkolat divideret med 152 kg træ), hvilken er 17 gange lavere end L/S-ratioen estimeret for en 100-årig periode. På figur 3c i Jambeck et al. (2006) ses, at udvaskningen af krom, kobber og arsen stiger mest i starten af udvaskningsforsøget og at stigningen stiger med en stabil hældning efter at L/S-ratioen når op på 0,1 l/kg. Der er foretaget et estimat af den akkumulerede udvaskning af krom, kobber og arsen svarende til en L/S-ratio på 10 l/kg. Den estimerede udvaskning til perkolat er 0,03 kg krom, 0,004 kg kobber og 0,1 kg arsen per ton træ over en 100-årig periode, som vist i Tabel 13 nedenfor.

Perkolatet opsamles og sendes til et rensningsanlæg, hvor det antages, at metaller udfældes med ferroklorid og ender i spildevandsslammet. Det er antaget, at den mængde arsen, krom og kobber, der ikke udledes med udløbet fra spildevandsanlægget, tilbageholdes i spildevandsslammet. Behandling af spildevandsslammet er ikke inkluderet. Effektiviteten for rensning af de forskellige stoffer i perkolatet er vist i Tabel 13, og det ses at den varierer for de tre metaller. På basis af effektiviteterne beregnes den endelige udledning til recipient (naturligt overfladevand), også vist i Tabel 13. Den endelige udledning omfatter de metaller, der ikke udfældes og ender i spildevandsslammet. Det bemærkes, at rensningseffektiviteten er betydeligt lavere for arsen sammenlignet med krom og kobber. Der er anvendt samme værdier for rensningseffektiviteter som i Møller et al. (2014).

**TABEL 13**

UDVASKNING AF KROM, KOBBER OG ARSEN TIL PERKOKALET FRA DEPONERINGSANLÆGGET, % DER PASSERER RENSEANLÆG OG ENDELIG UDVASKNING TIL RECIPIENT (OVERFLADEVAND)

<b>Parameter</b>	<b>Udvaskning til perkolat (kg per ton træ)</b>	<b>% der passerer rensanlæg</b>	<b>Udledning til recipient (kg per ton træ)</b>
Krom total	0,03	11,20 (Yoshida et al. 2013)	0,003
Kobber total	0,004	2,00 (Yoshida et al. 2013)	0,00008
Arsen total	0,1	87,00 (Shafer et al. 1998)	0,087

Det har ikke været muligt at finde specifikke data for energiforbruget ved behandling af perkolatet fra deponeringsanlægget. Dette skyldes bl.a. mangel på data, der relaterer sig direkte til deponering af imprægneret træ, idet den normale praksis er at imprægneret træ deponeres sammen med blandet affald. Det er derfor valgt, at gå ud fra en simplificeret model for Avedøre spildevandsanlæg, med et elforbrug på 0,44 kWh per ton spildevand (Yoshida et al. 2013).

### 5.1.3 Forgasning af imprægneret træ

Ved forgasning af træaffaldet omdannes det organiske materiale til en forgasningsgas i en proces uden tilstedeværelse af ilt. Forgasningsgassen kan udnyttes til fremstilling af petrokemiske brændsler eller forbrændes og derved producere energi. Det anses som mest sandsynligt, at gassen bruges til produktion af energi (Andersson & Quistgaard, 2002 og Jørgensen et al. 2008).

Første delproces i forgasseren er en pyrolyse, hvor træaffaldet dekomponeres til kulstof (koks), pyrolysegas og tjære ved opvarmning. Pyrolyseprocessen starter ved cirka 200 °C. Pyrolyse er en endoterm proces, der kræver tilførsel af energi, hvilken ofte tilføres ved at forbrænde en del af træbrændslet eller anvende pyrolysegassen til opvarmning. Anden delproces i forgasseren er en omsætning af koksen til forgasningsgas ved reaktion med vand og kuldioxid under varmpåvirkning. Forgasningsgassen består af bl.a. H<sub>2</sub>, CO, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub> og O<sub>2</sub> (Henriksen, 2010). Tredje delproces er forbrænding af gassen på eksempelvis en gasturbine, gasmotor eller en kombination af motor og turbine ("combined cycle") med formålet at producere elektricitet og varme. Det forudsættes at forgasning og forbrænding af forgasningsgas foregår på samme anlæg. Brændværdien af forgasningsgas fra træflis er cirka 5 MJ/m<sup>3</sup> (de Wit, ukendt år).

Der findes intet kommercielt anlæg i Danmark, der forgasser træaffald. Der er dog udført danske pilotforsøg med forgasning af imprægneret træaffald. Det ene forsøg blev udført af det tidligere Kommunekemi (i dag EKOKEM), hvor den anvendte teknologi var modstrømsforgasning (Andersson & Quistgaard 2002 og Hansen et al. 2008). Det andet forsøg blev udført af Jørgensen et al. (2008), hvor forgasseren var baseret på en "fixed bed" trinopdelt proces. I Jørgensen et al. (2008) forventedes det, at virkningsgraden for henholdsvis el og varme er 30 % og 60 % på et anlæg i størrelsesordenen 1-1,5 MW. Da virkningsgraderne er estimeret på basis af et pilotforsøg vurderes de som værende en relativt usikker repræsentation for storskala forgasning af imprægneret træaffald.

I Sverige er der to kommercielle værker til forgasning af træaffald, heriblandt imprægneret træaffald. Disse to værker er "Munkforsverket" og "Svenljungaverket" (Christensen et al., 2013). Disse to værker er blevet kontaktet, men det har ikke været muligt at modtage procesdata fra disse værker.

I Danmark findes Harbøre Varmeværk, som modtager træflis til forgasning og produktion af el og varme. Anlægget modtager i dag friskt skovflis fra udtynding af skove og således ikke træaffald (Jensen 2014b). Den gennemsnitlige netto el- og varmekoefficiensgrad på Harbøre Varmeværk ligger omkring henholdsvis 22 % og 70 %, med en samlet nettovirkningsgrad på omkring 92 % (Jensen 2014b). I netto-virkningsgraderne er indregnet, at 10 % af den producerede energi bruges internt, dels pga. konverteringstab, når træet konverteres til gas og når gassen afbrændes i motoren (Jensen, 2014b). Det antages, at virkningsgraderne på Harbøre Varmeværk er repræsentative for forgasning af imprægneret træaffald. Bundaske og flyveaske fra Harbøre Varmeværk blandes til en samlet askerest, som deponeres i Danmark (Jensen 2014b). Det forventes imidlertid, at asken fra forgasning af imprægneret træ vil være forurenset til at deponeres i Danmark, og dermed at asken eksporteres til deponering i tyske saltminer.

### 5.1.3.1 Teknologibeskrivelse

Forgassere kan inddeles i medstrøms- og modstrømsforgassere samt forskellige typer "fluid bed" forgassere. Medstrøms- og modstrømsforgasning varierer i hvordan brændslet tilføres ift. retningen af forgasningsmidlet (fx luft). Ved "fluid bed" forgasning styres procestemperaturen ved indsatte køle- og varmerør i en "bed", af fx sand, hvori brændslet blandes.

Harboøre Varmeværk drives ved "modstrømsforgasning" (Christansen & Skøtt 2007). Ifølge Jensen (2014b) er det principielt muligt at erstatte skovflis med imprægneret træflis, dog med en forventning af to større barrierer; for det første er træaffaldet tørrere end friskt skovflis, hvilket er en udfordring, da processen kræver et vandindhold på 45-55 % i brændslet (og der skal dermed tilsættes vand); for det andet vil indholdet af krom, kobber og arsen formentlig stille større krav til spildevandsbehandlingen. I dag føres spildevandet (fra våd røggasrensning) igennem savsmuld med det primære formål at tilbageholde cadmium; det er uvist om denne simple behandling er tilstrækkelig ved forbrænding af CCA-imprægneret træ (Jensen 2014b).

Der foregår forgasning af imprægneret træaffald i Sverige (Christensen et al. 2013). Den anvendte teknologi er SFC (soot-free combustion), hvilken er en kombination af lavtemperaturforgasning og efterfølgende forbrænding af forgasningsgassen, der udvikles af IQR Solutions (Christensen et al. 2013 og Karlström 2014). Når der forgasses CCA-imprægneret træ, ved brug af SFC-teknologien, ender cirka 99 % af den totale mængde krom, kobber og arsen i bund- og flyveasken (Karlström 2014). Dette er i modsætning til et dansk forgasningsforsøg, hvor kun 83 % arsen, 88 % krom og 93 % kobber blev genfundet i askeresterne (Jørgensen et al. 2008). Et andet dansk pilotforsøg viste, at bundasken indeholder 100 % af den totale mængde krom og kobber og 20 % af den totale mængde arsen samt at de resterende 80 % arsen ender i flyveasken (Hansen et al. 2008). Da information fra Karlström (2014) repræsenterer kommercielle storskala forgasningsanlæg i Sverige, vælges det at anvende denne information i modelleringen, dvs. at 99 % af den krom, kobber og arsen, der findes i træet, overføres til bund- og flyveaske og at 1 % udledes til luften. Det antages, at bund- og flyveaske blandes sammen til en samlet askerest, som efterfølgende deponeres, hvilket er i overensstemmelse med proceduren på Harboøre Kraftvarmeverk Jensen (2014b).

### 5.1.3.2 Livscyklusopgørelse

Restprodukter fra forgasningsprocessen er en samlet askerest og spildevand fra våd røggasrensning. Luftemissioner forekommer via røggassen, der dannes når tjære og forgasningsgas forbrændes. Affaldsspecifikke luftemissioner afhænger primært af indholdet af kemiske stoffer i træaffaldet og processpecifikke luftemissioner afhænger primært af anlæggets røggasrensningsteknologi.

Teknologikataloget indeholder data for processpecifik emission af NO<sub>x</sub> fra en "current fixed bed"-forgasser i et kraftvarmeanlæg (Energistyrelsen 2012b). NO<sub>x</sub>-emissionen angives som 100 g per GJ brændsel. Med en brændværdi på 14,7 GJ/ton træaffald (Tabel 7) giver det en NO<sub>x</sub>-emission på 1470 g/ton træaffald, dvs. 1.5 kg/ton træaffald.

For de resterende processpecifikke emissioner (HCl, HF, SO<sub>2</sub>, dioxin, støv) anvendes grænseværdier som datagrundlag i mangel på specifikke data. Anvendelse af grænseværdier er et konservativt skøn, idet forventede maksimale emissioner er anvendt frem for gennemsnitlige emissioner. Der er anvendt grænseværdier fra BEK nr. 1452, betegnet Affaldsforbrændingsbekendtgørelsen, som er relevant, da den omfatter affaldsforbrændingsanlæg, herunder "anlæg der anvender forgasning, hvis anlægget står for både varmebehandlingsprocessen og den efterfølgende proces med forbrænding af forgasningsgassen".

Grænseværdierne fra BEK nr. 1452 er omregnet fra mg/Nm<sup>3</sup> til kg/ton træflis ved brug af formel nr. 18 angivet i Luftvejledningen (Miljøstyrelsen, 2001). Det har ikke været muligt at finde en formel for forbrænding af 1 kg forgasningsgas fra forgasset træflis, hvorfor der er foretaget en tilnærmelse ved brug af en formel for generering af røggas ved forbrænding af 1 kg træ.



Det anslås, at der er cirka 7 % ilt i våd røggas fra forgasning af træflis (Jensen 2014b), hvilket svarer til 11 % ilt i tør røggas (eksklusiv damp), ved et dampindhold på cirka 30 % i den våde røggas. Det beregnes, at der genereres følgende mængde røggas, jf. formel nr. 18 i Luftvejledningen:

$$\frac{73}{21 - 11\% \text{ ilt}} = 7 \text{ Nm}^3 \text{ tør røggas per kg træ}$$

Dette giver 7.000 kg Nm<sup>3</sup> røggas per ton træ. Omregning af emissionsgrænseværdier fra mg/Nm<sup>3</sup> til mg/ton træaffald er foretaget således:

$$\frac{\text{"emission" (mg/Nm}^3\text{)} \times 7.000 \text{ Nm}^3 \text{ røggas/ton træ}}{1000.000 \text{ mg/kg}} = \text{"emission" (kg/ton træ)}$$

Der er anvendt affaldsspecifikke fordelingskoefficienter for overførslen af metaller fra det imprægnerede træ til restprodukterne og luften. Fordelingen af krom, kobber og arsen baserer sig på Karlström (2014), og angives som en samlet udledning til bund- og flyveaske som én askerest.

Der er suppleret med fordelingskoefficienter og data for forbrug af hjælpestoffer fra et EASETECH datasæt for et affaldsforbrændingsanlæg (med udgangspunkt i Jacobsen et al. 2013). Anlægget forbrænder affald på en ovnlinje med ristefyring og våd røggasrensning. NO<sub>x</sub> renses med SNCR og dioxin, og Hg fjernes med aktivt kul. Røggasrensning og brug af hjælpestoffer modelleres med data fra Vestforbrænding I/S fra, ovnlinje 5, fra 2011. Fordelingskoefficienterne fra EASETECH datasæt er anvendt under antagelse af, at det er rimeligt at antage en ens fordeling af metaller og forbrug af hjælpematerialer på affaldsforbrændingsanlæg og forgasningsanlæg.

Livscyklusopgørelsen (LCI) for forgasningsanlægget er vist i Tabel 14. Det ses, at fordelingen af krom, kobber og arsen er angivet til en samlet askerest, imens fordelingen af de andre metaller er angivet separat til bundaske og flyveaske, da datasættet i EASETECH er opbygget således. Det antages, at flyve- og bundaske blandes sammen og eksporteres til deponering i tyske saltminer.

**TABEL 14**  
LCI AF FORGASNINGSANLÆG. TS = TØRSTOF.

<b>Processpecifikke luftemissioner</b>			
<b>Parameter</b>	<b>Enhed</b>	<b>Værdi</b>	<b>Kilde</b>
HCl	kg per ton træ TS	0,07	Miljøstyrelsen (2001)
NO <sub>x</sub>	kg per ton træ TS	1,4	Miljøstyrelsen (2001)
HF	kg per ton træ TS	0,007	Miljøstyrelsen (2001)
Støv	kg per ton træ TS	0,07	Miljøstyrelsen (2001)
SO <sub>2</sub>	kg per ton træ TS	0,35	Miljøstyrelsen (2001)
Dioxin	kg per ton træ TS	7E-10	Miljøstyrelsen (2001)
<b>Affaldsspecifikke luftemissioner</b>			
Cr	% af indhold i træ TS	1	Karlström (2014)
Cu	% af indhold i træ TS	1	Karlström (2014)
As	% af indhold i træ TS	1	Karlström (2014)
Cl	% af indhold i træ TS	0,1	EASETECH datasæt
S	% af indhold i træ TS	0,1	EASETECH datasæt

Cd	% af indhold i træ TS	0,006	EASETECH datasæt
Hg	% af indhold i træ TS	0,7	EASETECH datasæt
Ni	% af indhold i træ TS	0,03	EASETECH datasæt
Pb	% af indhold i træ TS	0,0008	EASETECH datasæt
Sb	% af indhold i træ TS	0,1	EASETECH datasæt
<b>Overførsel til samlet askerest (Cr, Cu, As)</b>			
<b>Parameter</b>	<b>Enhed</b>	<b>Værdi</b>	<b>Kilde</b>
Cr	% af indhold i træ TS	99	Karlström (2014)
Cu	% af indhold i træ TS	99	Karlström (2014)
As	% af indhold i træ TS	99	Karlström (2014)
<b>Overførsel til bundaske</b>			
<b>Parameter</b>	<b>Enhed</b>	<b>Værdi</b>	<b>Kilde</b>
Cl	% af indhold i træ TS	5	EASETECH datasæt
S	% af indhold i træ TS	24	EASETECH datasæt
Fe	% af indhold i træ TS	17	EASETECH datasæt
Hg	% af indhold i træ TS	3	EASETECH datasæt
Mo	% af indhold i træ TS	97	EASETECH datasæt
Ni	% af indhold i træ TS	87	EASETECH datasæt
Sb	% af indhold i træ TS	39	EASETECH datasæt
Se	% af indhold i træ TS	12	EASETECH datasæt
Cd	% af indhold i træ TS	12	EASETECH datasæt
Pb	% af indhold i træ TS	49	EASETECH datasæt
Zn	% af indhold i træ TS	52	EASETECH datasæt
<b>Overførsel til flyveaske</b>			
<b>Parameter</b>	<b>Enhed</b>	<b>Værdi</b>	<b>Kilde</b>
Cl	% af indhold i træ TS	32	EASETECH datasæt
S	% af indhold i træ TS	61	EASETECH datasæt
Cd	% af indhold i træ TS	88	EASETECH datasæt
Fe	% af indhold i træ TS	3	EASETECH datasæt
Hg	% af indhold i træ TS	96	EASETECH datasæt
Mo	% af indhold i træ TS	3	EASETECH datasæt
Ni	% af indhold i træ TS	13	EASETECH datasæt
Pb	% af indhold i træ TS	51	EASETECH datasæt
Sb	% af indhold i træ TS	60	EASETECH datasæt
Se	% af indhold i træ TS	33	EASETECH datasæt
Zn	% af indhold i træ TS	48	EASETECH datasæt

<b>Forbrug af hjælpematerialer</b>			
<b>Parameter</b>	<b>Enhed</b>	<b>Værdi</b>	<b>Kilde</b>
NaOH	kg per ton træ TS	0,02	EASETECH datasæt
Aktivt kul	kg per ton træ TS	1	EASETECH datasæt
CaCO <sub>3</sub>	kg per ton træ TS	6	EASETECH datasæt
NH <sub>3</sub>	kg per ton træ TS	2	EASETECH datasæt
Vand	kg per ton træ TS	397	EASETECH datasæt
Ca(OH) <sub>2</sub>	kg per ton træ TS	0,3	EASETECH datasæt
Polymer	kg per ton træ TS	0,0006	EASETECH datasæt
HCl	kg per ton træ TS	0,006	EASETECH datasæt
TMY	kg per ton træ TS	0,4	EASETECH datasæt
<b>Produktion af energi</b>			
<b>Parameter</b>	<b>Enhed</b>	<b>Værdi</b>	<b>Kilde</b>
Elektricitet	% af nedre brændværdi, netto (substituerer marginal el)	22	Jensen (2014b)
Varme	% af nedre brændværdi, netto (substituerer marginal varme)	70	Jensen (2014b)

#### **5.1.4 Forbrænding af imprægneret træ på træfyret kraftværk**

Det tyske træfyrede kraftværk MBKW Mannheim, under virksomheden MVV Energie, har eksisteret siden 2003 og modtager alle typer træaffald og resttræ, inklusiv imprægneret træ (MVV Energie, 2014). BMKW Mannheim er det tyske træfyrede kraftværk med kortest afstand til Danmark, som nærmere beskrevet i afsnit 4.1.4. Der er indsamlet data fra virksomhedshjemmesiden for i så vid grad som muligt at udvikle en LCI repræsentativ for et tysk træfyret kraftværk lokaliseret tæt på Danmark.

##### **5.1.4.1 Teknologibeskrivelse**

Træet neddeles til flis for at forberede det til forbrænding. Det træfyrede kraftværk fyrer med "spreader-suspension". Den producerede varmeenergi, der genereres ved forbrænding af træaffaldet, omdanner vandet i kogerens til damp som kører en turbine til produktion af elektricitet via en generator (MVV Energie, 2014). Efter udsagn på virksomhedens hjemmeside anvendes bundasken fra forbrændingen som vejmateriale (MVV Energie, 2014). Bilag 1: LCI for nyttiggørelse af bundaske fra træfyret kraftværk viser LCI for nyttiggørelse af bundaske som vejmateriale.

Effektiviteten af produktion af elektricitet er beregnet ud fra informationer fra MVV Energie (2014). Ifølge hjemmesidens beskrivelse er det årlige gennemløb på anlægget BMKW Mannheim 140.000 ton træaffald og brændværdien af træbrændslet er 15,4 GJ/ton, hvilket giver et årligt gennemløb af energi i brændslet på 2.156.000 GJ. Det er angivet at den årlige elproduktion på anlægget er 160.000 MWh, dvs. 576.000 GJ. Effektiviteten af elproduktionen er da 27 %, netto, beregnet som forholdet mellem energi input og output gange med 100. Der dannes ikke fjernvarme på anlægget

BMKW Mannheim. Varmen fra forbrænding af træaffaldet anvendes i stedet til at opvarme vandet i kedlen til dampproduktion.

Ifølge Christensen et al. (2013) fordamper 20-80 % af den samlede mængde arsen som arsenit eller arsenat, og for at undgå luftforurening renses røggassen og under 1 % af arsenen udledes. Omkring 80-90 % af kromen og kobberet ender i bundasken (Christensen et al. 2013). Dioxin i røggassen påvirkes af både forbrændingsprocessen og den kemiske sammensætning af træet. Undersøgelser har vist, at fyring med CCA-imprægneret træ fremmer dioxindannelsen, som dog renses og derfor vil ende i restprodukter fra forbrændingen (Christensen et al. 2013).

#### 5.1.4.2 Livscyklusopgørelse

Så vidt muligt er der anvendt tilgængelige uge-middelværdier for røggasemissioner i september 2014 og 2013 for anlægget BMKW Mannheim. Som nævnt modtager anlægget alle typer af træaffald (dvs. både ubehandlet træaffald og træaffald behandlet med lim, imprægnering, m.m.). Det er forsøgt at kontakte anlægget, men det har ikke været muligt at få svar på hvor stor en andel imprægneret træ udgør af den samlede mængde træaffald, som anlægget modtager.

Fordelingen af krom, kobber og arsen til bundaske og flyveaske er baseret på Christensen et al. (2013).

Der er suppleret med fordelingskoefficienter og data for forbrug af hjælpematerialer fra et EASETECH datasæt for et affaldsforbrændingsanlæg (med udgangspunkt i Jacobsen et al. 2013). Anlægget forbrænder affald på en ovnlinje med ristefyring og våd røggasrensning. NOx renses med SNCR og dioxin, og Hg fjernes med aktivt kul. Røggasrensning og brug af hjælpematerialer modelleres med data fra Vestforbrænding I/S fra, ovnlinje 5, fra 2011. Fordelingskoefficienterne fra EASETECH datasæt er anvendt under antagelse af, at det er rimeligt at antage en ens fordeling af metaller og forbrug af hjælpematerialer på forbrændingsanlæg i Danmark og i Tyskland.

Livscyklusopgørelsen for det tyske forbrændingsanlæg vises i Tabel 15.

**TABEL 15**  
LCI AF TRÆFYRET KRAFTVÆRK

<b>Processpecifikke luftemissioner</b>			
<b>Parameter</b>	<b>Enhed</b>	<b>Værdi</b>	<b>Kilde</b>
HCl	kg per ton træ TS	0,005	MVV Energie (2014)
CO	kg per ton træ TS	0,09	MVV Energie (2014)
NOx	kg per ton træ TS	0,4	MVV Energie (2014)
SO2	kg per ton træ TS	0,01	MVV Energie (2014)
Støv total	kg per ton træ TS	0,002	MVV Energie (2014)
HF	kg per ton træ TS	0,0000039	Datasæt i EASETECH
Dioxin	kg per ton træ TS	1,8E-14	Datasæt i EASETECH
<b>Affaldsspecifikke luftemissioner</b>			
Cr	% af indhold i træ	0,04	Datasæt i EASETECH
Cu	% af indhold i træ	0,003	Datasæt i EASETECH
As	% af indhold i træ	0,01	Datasæt i EASETECH
Cl	% af indhold i træ	0,006	Datasæt i EASETECH

S	% af indhold i træ	0,0008	Datasæt i EASETECH
Cd	% af indhold i træ	0,006	Datasæt i EASETECH
Hg	% af indhold i træ	0,7	Datasæt i EASETECH
Ni	% af indhold i træ	0,03	Datasæt i EASETECH
Pb	% af indhold i træ	0,0008	Datasæt i EASETECH
Sb	% af indhold i træ	0,1	Datasæt i EASETECH
<b>Overførsel til samlet askerest (Cr, Cu, As)</b>			
<b>Parameter</b>	<b>Enhed</b>	<b>Værdi</b>	<b>Kilde</b>
Cr	% af indhold i træ	99	Karlström (2014)
Cu	% af indhold i træ	99	Karlström (2014)
As	% af indhold i træ	99	Karlström (2014)
<b>Overførsel til bundaske</b>			
<b>Parameter</b>	<b>Enhed</b>	<b>Værdi</b>	<b>Kilde</b>
Cr	% af indhold i træ	83	Christensen et al. (2013)
Cu	% af indhold i træ	93	Christensen et al. (2013)
As	% af indhold i træ	41	Christensen et al. (2013)
Cl	% af indhold i træ	5	EASETECH datasæt
S	% af indhold i træ	24	EASETECH datasæt
Cd	% af indhold i træ	12	EASETECH datasæt
Fe	% af indhold i træ	17	EASETECH datasæt
Pb	% af indhold i træ	48	EASETECH datasæt
Se	% af indhold i træ	100	EASETECH datasæt
Zn	% af indhold i træ	52	EASETECH datasæt
<b>Overførsel til flyveaske</b>			
<b>Parameter</b>	<b>Enhed</b>	<b>Værdi</b>	<b>Kilde</b>
Cr	% af indhold i træ	17	Christensen et al. (2013)
Cu	% af indhold i træ	7	Christensen et al. (2013)
As	% af indhold i træ	59	Christensen et al. (2013)
Cl	% af indhold i træ	32	EASETECH datasæt
S	% af indhold i træ	61	EASETECH datasæt
Cd	% af indhold i træ	88	EASETECH datasæt
Fe	% af indhold i træ	3	EASETECH datasæt

Pb	% af indhold i træ	51	EASETECH datasæt
Se	% af indhold i træ	0	EASETECH datasæt
Zn	% af indhold i træ	48	EASETECH datasæt
<b>Forbrug af hjælpematerialer</b>			
<b>Parameter</b>	<b>Enhed</b>	<b>Værdi</b>	<b>Kilde</b>
NaOH	kg per ton træ TS	0,02	EASETECH datasæt
Aktivt kul	kg per ton træ TS	1	EASETECH datasæt
CaCO <sub>3</sub>	kg per ton træ TS	6	EASETECH datasæt
NH <sub>3</sub>	kg per ton træ TS	2	EASETECH datasæt
Vand	kg per ton træ TS	397	EASETECH datasæt
Ca(OH) <sub>2</sub>	kg per ton træ TS	0,3	EASETECH datasæt
Polymer	kg per ton træ TS	0,0006	EASETECH datasæt
HCl	kg per ton træ TS	0,006	EASETECH datasæt
TMT	kg per ton træ TS	0,4	EASETECH datasæt
<b>Produktion af energi</b>			
<b>Parameter</b>	<b>Enhed</b>	<b>Værdi</b>	<b>Kilde</b>
Elektricitet	% af nedre brændværdi, netto (substituerer marginal el)	27	MVV Energie (2014)

### 5.1.5 Forbrænding af imprægneret træ på affaldsforbrændingsanlæg

Som nævnt i afsnit 2.2 er der udført fuldskala forbrændingsforsøg på RenoSyd I/S affaldsforbrændingsanlæg i Skanderborg. Affaldsforbrændingsanlægget producerer elektricitet og varme ved forbrænding af husholdningslignende erhvervsaffald, dagrenovation, m.m.

De udførte fuldskala forbrændingsforsøg omfatter dedikeret forbrænding og medforbrænding af imprægneret træ. Analyseresultaterne heraf anvendes til modellering af emissioner og fordeling af stoffer imellem restprodukterne fra forbrændingen i scenarie 4 og 5. Som nævnt i afsnit 4.1 er det antaget, at slagger fra medforbrænding (scenarie 5) deponeres.

Til modellering af forbrug af hjælpematerialer på affaldsforbrændingsanlægget anvendes data fra et eksisterende datasæt i EASETECH, som baserer sig på Vestforbrænding I/S fra deres ovnlinje 5 i 2011. Hjælpematerialerne anvendes i forbrændingsprocessen og i røggasrensningen.

Baggrunden for den anvendte el- og varmekoefficiensgrad er en tidligere rapport udført for foreningen Affald Danmark (Møller et al. 2008). Udarbejdelse af rapporten Møller et al. (2008) omfattede en styregruppe bestående af bl.a. Vestforbrænding, AffaldVarme Århus, Energistyrelsen og DONG Energy A/S, som tog stilling til energieffektiviteten på et fremtidigt affaldsforbrændingsanlæg og kom frem til et tænkt fremtidigt højtydende anlæg med en samlet energieffektivitet på 95 % fordelt på el- og varmeproduktion med hhv. 22 og 73 % af affaldets nedre brændværdi (netto, fratrukket anlæggets eget energiforbrug). Som i Miljøprojekt nr. 1458 anvendes værdierne fra Møller et al. (2008) i nærværende LCA. Til sammenligning kan anføres tal for energieffektivitet for fremtidige affaldsforbrændingsanlæg fra Energistyrelsens udgivelse i 2012 "Technology Data for Energy Plants" (Energistyrelsen 2012b) – gengivet i "Teknologikataloget for

el, fjernvarme, lagring og konvertering” (Energistyrelsen 2012a). Energistyrelsen angiver en energieffektivitet på i alt 97 % af affaldets nedre brændværdi for et affaldsforbrændingsanlæg i 2020, med røggaskondensering men uden køletårne til bortkøling om sommeren, med en netto-elvirkningsgrad på 26 % - som antages at beskrive optimale drifts- og produktionsforhold. En fodnote på side 66 anfører dog, at ”*In Denmark, the actual annual efficiency is around 93 %*”. Derfor er det valgt at anvende netto el- og varmeevirkningsgrader på 22 og 73 %, idet disse antages for realistiske gennemsnitlige værdier for fremtidige affaldsforbrændingsanlæg. Den gennemsnitlige energieffektivitet på affaldsforbrændingsanlæg i dag er omkring 85 %, så det vurderes ikke at være urealistisk at anvende en ”best available technology”-værdi på 95 %.

Outputs fra forbrændingsprocessen er luftemissioner, slagger, flyveaske og spildevand. Jævnfør affaldsbekendtgørelsen (BEK. nr. 1309/2012) er flyveaske fra affaldsforbrændingsanlæg klassificeret som farligt affald og det er derfor ikke tilladt at nyttiggøre den i bygge- og anlægsprojekter. Det anses for sandsynligt at flyveasken deponeres i en tysk salt- eller kalkmine.

Slaggen fra forbrænding af træaffaldet udgøres af ikke-udsorterede metaller og de inerte mineraler, der findes i træet. Slaggen fra danske affaldsforbrændingsanlæg nyttiggøres typisk, men det er antaget at slaggen i tilfælde af forbrænding af imprægneret træ deponeres.

#### **5.1.5.1 Teknologibeskrivelse**

RenoSyd I/S vurderes at være teknologisk repræsentativ for en stor del af de mindre eksisterende affaldsforbrændingsanlæg i Danmark. Det er således muligt at overføre de opnåede resultater til en stor del af landets øvrige affaldsforbrændingsanlæg.

RenoSyd I/S modtager imprægneret træaffald fra indsamlingsordninger, i hvilke der er foretaget en kildesortering af henholdsvis imprægneret træ og ikke-imprægneret træ. Den imprægnerede fraktion sender RenoSyd I/S til behandling i Tyskland. For at få et reelt billede er der ikke foretaget en yderligere sortering af det imprægnerede træaffald forud for fuldskala forbrændingsforsøget, og der er derfor anvendt samme materialesammensætning, som der for nuværende eksporteres til Tyskland. Dette betyder at det kan forventes at den indsamlede fraktion indeholder træ imprægneret med krom, kobber og arsen samt andre imprægneringsmidler såsom bor, tin (TBTN-/TBTO midler) og kreosot.

Affaldsforbrændingsanlægget er opbygget af to ovne med forbrændingskapaciteter på henholdsvis 4 og 6 tons i timen. Førstnævnte ovn er varmtvandsproducerende og leverer vand til fjernvarme. Anden ovn er en dampturbine, som leverer 11 MW energi til både el og fjernvarme, heraf 1/3 til el og 2/3 til fjernvarme. Temperaturen i ovnene er mellem 900 til 1000 grader Celsius.

Produktionen af el og varme kommer fra energiudnyttelsen af træaffaldet, med virkningsgrader baseret på Jacobsen et al. (2008). Det er antaget at forbrændingsanlæggets effektivitet ikke ændres ved medforbrænding af imprægneret træaffald, men at anlægget foretager justeringer så effektiviteten af anlægget bibeholdes som ved normal drift (dette har været proceduren under forsøgsperioden på RenoSyd I/S). Den genererede elektricitet leveres til det nationale elnet og varmen leveres til fjernvarmenettet.

Som beskrevet i afsnit 4.1.5 og afsnit 4.1.6 omhandler scenarie 4 dedikeret forbrænding af imprægneret træ på et affaldsforbrændingsanlæg og scenarie 5 medforbrænding af imprægneret træ på et affaldsforbrændingsanlæg. Som beskrevet i de to afsnit antages det, at slagger fra forbrændingsprocessen deponeres i tysk saltmine. Der udføres en følsomhedsanalyse med deponering af slagger på et dansk deponeringsanlæg i begge scenarier.

#### **5.1.5.2 Livscyklusopgørelse**

Anvendte data for dedikeret forbrænding og medforbrænding af imprægneret træaffald på et affaldsforbrændingsanlæg er vist i Tabel 16. Data er beregnet ud fra målingerne af luftemissioner samt indholdet af metaller i restprodukterne fra affaldsforbrændingsanlægget (flyveaske, slagger, spildevand) foretaget ifm. fuldskala forbrændingsforsøget. Overførsel af metaller til restprodukter, per ton træaffald, er beregnet ved følgende ligning:

$$\text{Overførsel/ton affald} = \text{Konc. i restprodukt (mg/kg)} \times \text{Mængde restprodukt (kg/ton affald)}$$

I modelleringen af basisscenariet antages det, at restprodukterne fra forbrændingsanlægget deponeres i tyske saltminer. Det betyder, at emissioner fra restprodukterne ikke medregnes, idet udvaskning fra tyske saltminer betragtes som ikke-eksisterende pga. deponeringsfacilitetens fysiske egenskaber.

I forbrændingsprocesser kan metalemissioner entydigt føres tilbage til inputfraktionerne i affaldsforbrændingsprocessen, i modsætning til fx NOx og dioxiner, der primært er procesafhængige emissioner. Derfor skal forbrændingen af imprægneret træ kun tilskrives emissioner af de metaller, der forekommer i imprægneret træ, da emissioner af de øvrige metaller vil forekomme selvom imprægneret træ ikke blev medforbrændt.

Koncentrationerne i parentes i fjerde kolonne i Tabel 16 viser de faktiske målte koncentrationer i røggassen under medforbrændingsforsøget. Det forventes, at medforbrændingens højere luftudledninger af tungmetaller eksklusiv krom, kobber og arsen skyldes det affald, som det imprægnerede træ blev brændt sammen med. Røggassen fra dedikeret forbrænding indeholder dog målbare koncentrationer af andre tungmetaller end krom, kobber og arsen, hvilket formentlig skyldes materielle urenheder i det indsamlede imprægnerede træaffald. For kun at inkludere de udledninger, der kan tilskrives det indsamlede imprægnerede træ, antages der i medforbrændingen samme data som ved dedikeret forbrænding af imprægneret træ, for alle tungmetaller foruden krom, kobber og arsen.

Det kan overraske, at udledningen af krom til luft er større ved medforbrænding end ved dedikeret forbrænding af imprægneret træ. Dette kan skyldes usikkerheder i målingerne eller, at der findes en større kilde til krom i andet affald, som behandles på affaldsforbrændingsanlægget. I en tidligere analyse af indholdet af tungmetaller i husholdningsaffald er det fundet, at knap 40 % af det totale kromindhold i husholdningsaffald forekommer i sko (Riber et al. 2008). Dette kan forklare, at udledningen af krom til luft er større ved medforbrænding. Da udledningen af krom til bundaske og slagger er mindst ved medforbrænding er tesen om kromindholdet i sko dog ikke konsistent, og der er derfor ikke foretaget nogen korrigerende af kromudledningen fra medforbrænding af imprægneret træaffald.

**TABEL 16**  
LCI AF AFFALDSFORBRÆNDINGSANLÆG. KONCENTRATIONERNE I PARENTES UNDER "MEDFORBRÆNDING"  
ANGIVER DE FAKTISKE MÅLTE KONCENTRATIONER I RØGGASSEN. "-" BETYDER AT DER IKKE ER DETEKTERET  
NOGET INDHOLD.

<b>Udledning til luft</b>			
<b>Parameter</b>	<b>Enhed</b>	<b>Dedikeret forbrænding</b>	<b>Medforbrænding</b>
Cr	g per ton affald TS	0,0016	0,0090
Cu	g per ton affald TS	0,0028	-
As	g per ton affald TS	-	-
Fe	g per ton affald TS	-	-(0,14)



Cd	g per ton affald TS	-	-(0,0074)
Pb	g per ton affald TS	0,013	0,013 (0,092)
Se	g per ton affald TS	0,00036	0,00036 (0,00088)
Sn	g per ton affald TS	-	-(0,0038)
Ti	g per ton affald TS	0,0064	0,0064 (0,11)
Zn	g per ton affald TS	0,062	0,062 (0,17)
Hg	g per ton affald TS	-	-(0,0037)
PAH	g per ton affald TS	0,0014	0,0014 (0,0011)
Dioxin	g per ton affald TS	0,00000074	0,00000074 (0,0000058)

#### Overførsel til slagger/bundaske

Parameter	Enhed	Dedikeret forbrænding	Medforbrænding
Cr	g per ton affald TS	16	10
Cu	g per ton affald TS	151	83
As	g per ton affald TS	39	6,5
Fe	g per ton affald TS	2452	2452 (3011)
Cd	g per ton affald TS	0,18	0,18 (0,68)
Pb	g per ton affald TS	16	16 (6,0)
Se	g per ton affald TS	0,019	0,019 (0,039)
Sn	g per ton affald TS	1,7	1,7 (7,8)
Ti	g per ton affald TS	444	444 (1,6)
Zn	g per ton affald TS	33	33 (114)
Hg	g per ton affald TS	0,00042	0,00042 (0,0018)
PAH	g per ton affald TS	3,0	3,0 (30)
Dioxin	g per ton affald TS	1,0	1,0 (43)

#### Overførsel til flyveaske

Parameter	Enhed	Dedikeret forbrænding	Medforbrænding
Cr	g per ton affald TS	34	10
Cu	g per ton affald TS	84	57
As	g per ton affald TS	272	33
Fe	g per ton affald TS	200	200 (485)
Cd	g per ton affald TS	3,0	3,0 (8,3)
Pb	g per ton affald TS	37	37 (174)
Se	g per ton affald TS	0,086	0,086 (0,28)
Sn	g per ton affald TS	5,9	5,9 (28)

Ti	g per ton affald TS	46	46 (189)
Zn	g per ton affald TS	318	318 (702)
Hg	g per ton affald TS	0,11	0,11 (0,23)
PAH	g per ton affald TS	12	12 (79)
Dioxin	g per ton affald TS	921	921 (1,3)
<b>Forbrug af hjælpematerialer</b>			
<b>Parameter</b>	<b>Enhed</b>	<b>Dedikeret forbrænding</b>	<b>Medforbrænding</b>
NaOH	g per ton affald TS	0,02	0,02
Aktivt kul	g per ton affald TS	1	1
CaCO <sub>3</sub>	g per ton affald TS	6	6
NH <sub>3</sub>	g per ton affald TS	2	2
Vand	g per ton affald TS	397	397
Ca(OH) <sub>2</sub>	g per ton affald TS	0,3	0,3
Polymerer	g per ton affald TS	0,0006	0,0006
HCl	g per ton affald TS	0,006	0,006
TMT	g per ton affald TS	0,4	0,4
<b>Produktion af energi</b>			
<b>Parameter</b>	<b>Enhed</b>	<b>Dedikeret forbrænding</b>	<b>Medforbrænding</b>
Elektricitet	% af nedre brændværdi, netto (substituerer marginal el)	22	22
Varme	% af nedre brændværdi, netto (substituerer marginal varme)	73	73

## 5.2 Marginal energiproduktion

Termisk behandling af imprægneret træaffald danner el og varme, hvilken vil have en effekt på energimarkedet. Bidraget af energi fra termisk behandling af imprægneret træaffald vil substituere energi produceret et andet sted i systemet. Tabel 17 giver en opsummering af anvendt marginal el og fjernvarme. En uddybende beskrivelse er henholdsvis den marginale el og fjernvarme er givet nedenfor.

Livscyklusopgørelsen for marginal elektricitet og fjernvarme er vist i Bilag 2: LCI for marginal el og fjernvarme. Dog er livscyklusopgørelsen for marginal vindkraft for omfattende til at vise i bilaget. Vindkraften repræsenterer dansk offshore vindkraft repræsentativ for år 2025.

**TABEL 17**  
MARGINALE ENERGITEKNOLOGIER ANTAGET FOR DEN BETRAGTEDE TIDSPERIODE FOR PROJEKTET (ÅR 2014-2030)

2014-2020		2020-2030	
El	Varme	El	Varme
Kul og olie	Dansk gennemsnit	Kul:vind 50:50	Dansk gennemsnit

### 5.2.1 Marginal el

Den substituerede marginale elektricitet er tidligere blevet vurderet til at være kul, jf. Astrup et al. (2011b). På baggrund af Astrup et al. (2011b) anvendes en kulbaseret elmarginal frem til år 2020 der består af kul (hovedsageligt) og fuelolie. For at dække den fremtidige potentielle udvikling af det danske elnet er det valgt, at kombinere den kulbaserede elmarginal med vindkraft i forholdet 50:50 efter år 2020. Tilføjes af vindkraft efter år 2020 begrundes med, at der med den nationale energiaftale er planlagt en betydelig udbygning med vindkraft fra og med 2020. Elmarginalen efter år 2020 skal dermed ses som et udtryk for at både fossil-tung og fossil-let energiproduktion kan blive berørt, hvis der laves ændringer i affaldssystemet i fremtiden.

Tabel 18 viser hvordan den gennemsnitlige miljøpåvirkning i perioden 2014 til 2030 er beregnet med en vægtning af kul og vind som marginal elkraft.

**TABEL 18**  
BEREGNING AF VÆGTET GENNEMSNIET FOR MARGINAL EL I LCA'EN. MED "KUL" MENES "KUL (HOVEDSAGELIGT) OG OLIE"

	Antal år	Marginal el	Andel kulbaseret	Andel vind
<b>2014-2020</b>	6	Kulbaseret	1	0
<b>2020-2030</b>	10	Kulbaseret og vind	0,5	0,5
<b>2014-2030</b>	16	Vægtet gennemsnit	$\frac{6 \text{ år}}{16 \text{ år}} + 0,5$ $\times \frac{10 \text{ år}}{16 \text{ år}} = 0,69$	$0,5 \times \frac{10 \text{ år}}{16 \text{ år}}$ $= 0,31$

Valget af marginal el i nærværende projekt adskiller sig fra Miljøprojekt nr. 1438 (Jakobsen et al. 2013), der benyttede Energistyrelsens basisfremskrivning af el- og fjernvarmeproduktion (Energistyrelsen, 2005); 91,3 % kul, 4,5 % fuelolie, 3,8 % naturgas og 0,4 % andet brændsel. Afgivelsen fra Miljøprojekt nr. 1438 vurderes ikke at have nogen betydning for resultaterne, idet begge elmarginaler (indtil år 2020) er domineret af kulkraft og dernæst fuelolie.

Det kunne ligeledes være et realistisk scenarie, at den fremtidige elmarginal til dels er gas, hvorfor en elmarginal med ren naturgas vil indgå i en følsomhedsanalyse.

I scenarie 3, der omfatter forbrænding på et træfyret kraftværk i Tyskland, antages det at elmarginalen er gyldig for Tyskland. Denne antagelse vurderes at være rimelig pga. den påbegyndte tyske udfasning af atomkraft, som ifølge flere kilder, bl.a. Bruninx et al. (2012), vil medføre, at det resulterende el-underskud vil blive dækket af nyopførte kulkraftværker.

### 5.2.2 Marginal fjernvarme

Den marginale varme er særdeles afhængig af lokale fjernvarmesystemer. Tidligere studier har belyst i hvor høj grad lokale forhold spiller ind på den effektive substitution af fjernvarme, som forbrændingsanlæggenes varmeproduktion udgør, fx Møller et al. (2008). Den geografiske placering af substituerings fjernvarmeproduktion afgør således hvilke brændsler der erstattes.

I nærværende projekt ønskes varmesubstitutionen beregnet som et marginalt gennemsnit, idet der ud over en vis størrelse opland ikke skal knyttes noget specielt geografisk område til. I Astrup et al. (2011b) er det ligeledes anbefalet at benytte gennemsnitsværdier, hvis mere detaljerede data for de enkelte fjernvarmenet ikke forefindes. Energistyrelsen har beregnet emissioner af drivhusgasser, SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> fra gennemsnitlig fjernvarme på grundlag af brændselsforbrug for hvert enkelt fjernvarmenet og vægtet i forhold til varmeproduktion i Danmark fremskrevet til 2030 (Energistyrelsen 2011). Denne gennemsnitlige fjernvarme har en CO<sub>2</sub>-emission på 150 kg per MWh (hvilket er væsentligt lavere end CO<sub>2</sub>-emissionen fra marginal kulkraft på 916 kg per MWh). Foruden drivhusgasser, SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> vil fjernvarmeproduktionen medføre en række andre emissioner, der er helt afhængige af brændselstype og røggasrensningsteknologi. Disse faktorer varierer alt afhængig af fjernvarmenettet, og det er derfor valgt at undlade at estimere disse emissioner, på trods af at fjernvarmen derved får en bedre miljøprofil, end det har i virkeligheden.

### 5.3 Udvalgte datasæt for primærproduktion og genanvendelse

Tabel 19 viser udvalgte datasæt for primærproduktion, genanvendelse og andre processer. Tabellen viser procesnavn, databasenavn, år og geografisk dækkeområde. Databaseprocesser er generiske processer, der egner sig til at beskrive baggrundssystemerne af affaldssystemet. I udvælgelsen af data har prioriteringen været nyligt udviklede data såvel som data med en geografisk rækkevidde i overensstemmelse med rækkevidden i nærværende LCA.

**TABEL 19**  
ANVENDTE DATABASEPROCESSER, HERUNDER REFERENCEÅRET FOR DATASÆTTET OG DATASÆTTETS  
GEOGRAFISKE DÆKKEOMRÅDE

Materiale	Procesnavn	Database	År	Reference
<i>Genanvendelse</i>				
Jern	Shredding and reprocessing of steel scrap, Sweden, 2007	EASETECH	2007	Clavreul et al. (2014)
Aluminium	Aluminium scrap to reprocessed aluminium (remelting), Europe, 2000	EASETECH	2000	Clavreul et al. (2014)
<i>Primærproduktion</i>				
Jern	Steel sheets (97.75 % primary), Sweden, 2008	EASETECH	2008	Clavreul et al. (2014)
Aluminium	Aluminium, Al (Primary), World average, 2005	EASETECH	2005	Clavreul et al. (2014)
<i>Andre processer</i>				
Dieselforbrug	Diesel, EU-15, ELCD, 2003 – corrected v.2	EASETECH	2003	Clavreul et al. (2014)
Deponering af askerest	Backfilling in German salt mines	EASETECH	2000-2008	Clavreul et al. (2014)

# 6. Resultater af livscyklusvurderingen

Resultaterne af LCA'en er de beregnede og normaliserede potentielle miljøpåvirkninger fra behandlingen af træaffald. De potentielle miljøpåvirkninger er beregnet på basis af de ovenfor beskrevne livscyklusopgørelser og deres outputs af ressourceforbrug og emissioner til miljøet. Dette kapitel præsenterer og fortolker LCA'ens resultater.

Resultaterne præsenteres som grafer med hver deres type miljøpåvirkningskategorier:

- **Ikke-toksiske kategorier:** drivhuseffekt, stratosfærisk ozonnedbrydning, fotokemisk ozondannelse (smøg), terrestrisk forsuring, terrestrisk eutrofiering, ferskvandseutrofiering, marin eutrofiering, ioniserende stråling (human sundhed), effekt af partikeludledning
- **Toksiske kategorier:** humantoksiske effekter (cancer, ikke-cancer) og økotoksicitet
- **Ressourceforbrug:** abiotiske ressourcer i form af fossile brændsler og grundstoffer

Resultaterne vises først som samlede resultater for alle scenarierne, hvilket muliggør en overordnet sammenligning imellem scenariernes miljøpåvirkninger. Ud fra de samlede resultater kan de seks scenarier rangordnes i forhold til hinanden og dermed give en indikation af hvordan træaffald håndteres bedst, ud fra en miljømæssig betragtning. For at få et indblik i delprocessernes bidrag til de samlede miljøpåvirkninger, detaljeres resultaterne herefter og resultaterne gives på procesniveau for det enkelte scenarie. Dette gøres for at give et mere nuanceret billede af hvor meget de enkelte processer bidrager til de forskellige miljøpåvirkningskategorier. Negative tal repræsenterer miljøbesparelser og positive tal miljøbelastninger.

Resultaterne i de kommende grafer er normaliseret, dvs. vist som personækvivalenter (PE) per funktionelle enhed. De karakteriserede, ikke-normaliserede, resultater kan ses i Bilag 3: Karakteriserede potentielle miljøpåvirkninger.

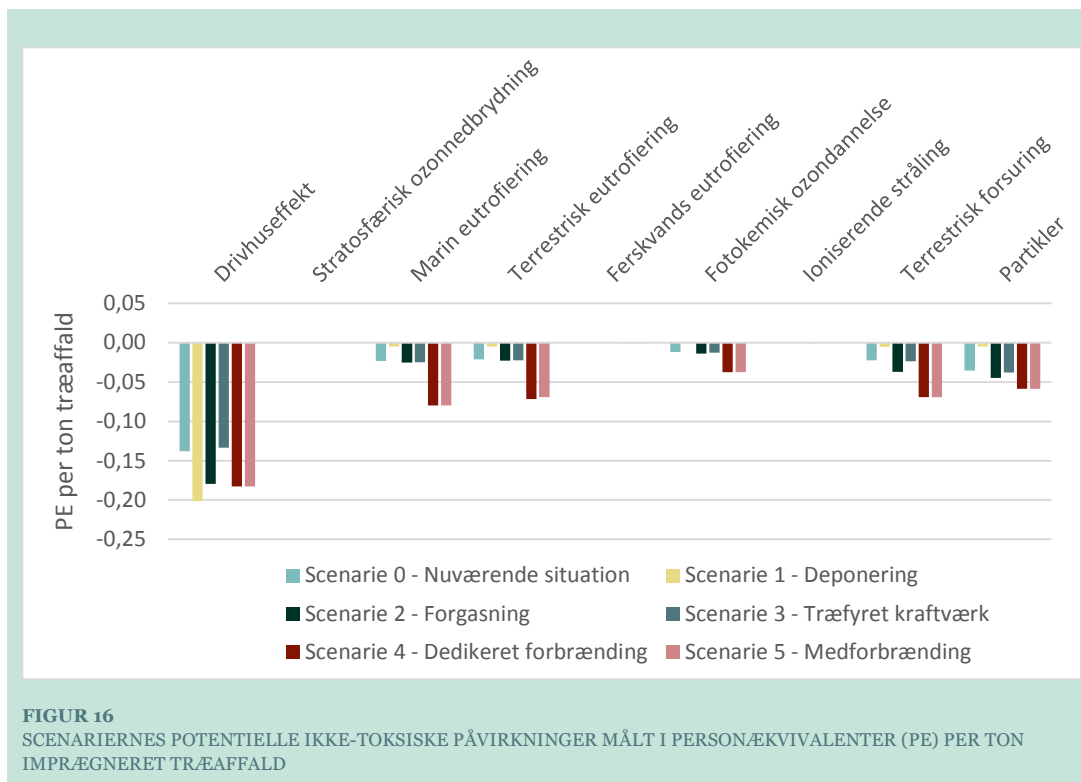
## 6.1 Vurdering af de samlede potentielle miljøpåvirkninger

Figur 16 viser scenariernes samlede potentielle miljøpåvirkninger for de ikke-toksiske påvirkningskategorier.

Scenarie 0 beskriver referencesituationen, som er den nuværende situation for håndtering af træaffald, hvor langt størstedelen forbrændes på et tysk træfyret kraftværk og en mindre del deponeres i Danmark. Scenarie 1, 2 og 3 omfatter henholdsvis deponering i Danmark, forgasning i Danmark og forbrænding på træfyret kraftværk i Tyskland, imens scenarie 4 og 5 omfatter dedikeret forbrænding og medforbrænding på dansk affaldsforbrændingsanlæg.

Figur 16 viser, at alle scenarier medfører netto-miljøbesparelser. I otte ud af ni kategorier er miljøbesparelserne mindre end -0,1 PE. De største miljøbesparelser ses i kategorien for drivhuseffekt grundet substituering (erstatning) af marginal energi med energi produceret ved forgasning henholdsvis forbrænding af 1 ton imprægneret træaffald (scenarie 0, 2-5). I scenarie 1 skyldes miljøbesparelsen i kategorien for drivhuseffekt, at deponeringsanlæggets lagrede kulstof er modelleret som en besparelse af CO<sub>2</sub>-udledning. I scenarie 2-5 afhænger miljøbesparelsen i

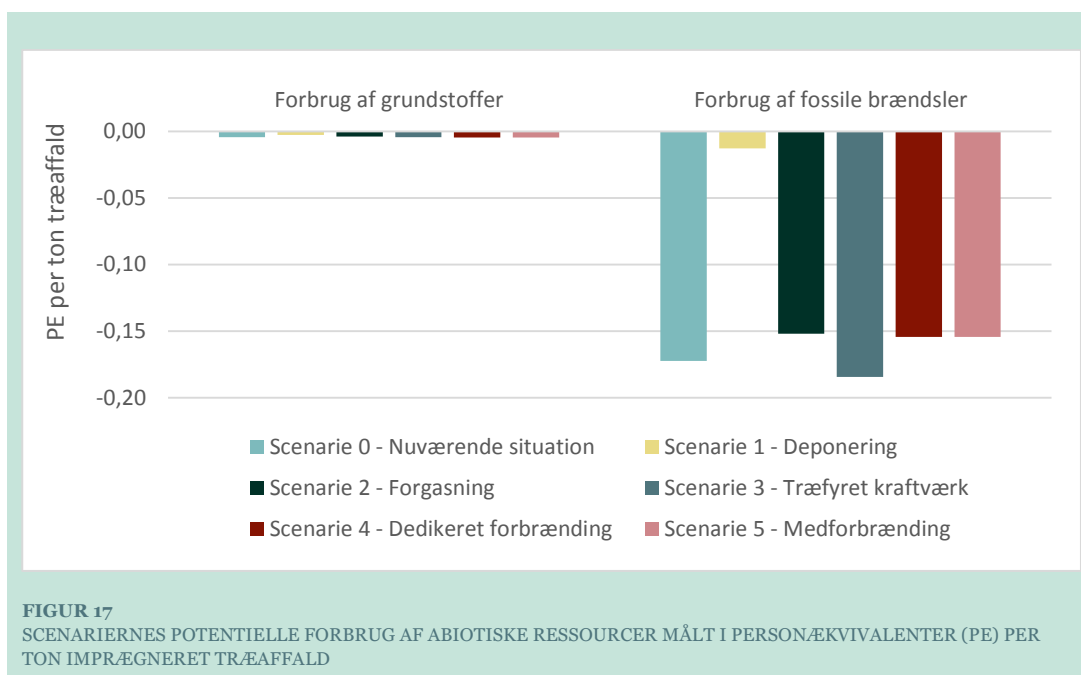
kategorien for drivhuseffekt af effektiviteten af energiproduktionen på de respektive termiske anlæg, dvs. af hvor meget marginal energi, der substitueres ved forbrænding af 1 ton imprægneret træaffald. Besparelserne i de andre ikke-toksiske kategorier er også mestendels afhængig af effektiviteten på de termiske anlæg, hvilket forklarer hvorfor deponering (scenarie 1) giver lave miljøbesparelser sammenlignet med scenarierne, der omfatter termisk behandling, primært afledt af substitueringen af marginal energi med energi produceret af træaffald. I vurderingen af hvilken termisk behandlingsmetode, der er mest miljøvenlig, er det således væsentligt, at kende til de reelle virkningsgrader på det pågældende termiske anlæg.



Figur 17 viser scenariernes potentielle forbrug af abiotiske ressourcer fordelt på grundstoffer (fx mineraler og metaller) og fossile brændsler. Det ses, at besparelserne af grundstoffer er betydeligt mindre end besparelsen af fossile brændsler. Kigges kun på besparelserne af fossile brændsler ses, at deponering (scenarie 1) har en tydeligt mindre besparelse end de andre scenarier.

Besparelserne af fossile brændsler i scenarie 0 og 2-5 spænder omtrent fra -0,15 til -0,18 PE, dvs. forskellene er små. Besparelsen skyldes substituering af marginal energi, når der forbrændes imprægneret træ på de termiske anlæg. Jo højere elvirkningsgrad på behandlingsanlæggene desto større besparelse af marginal energi. Besparelsen af fossile brændsler ved termisk behandling afhænger således dels af andelen af fossile brændsler i den marginale energi og dels virkningsgraden på det termiske behandlingsanlæg. Årsagen til den relative større besparelse ved forbrænding på træfyret kraftværk er, at elvirkningsgraden er modelleret som 27 % for det træfyrede kraftværk (her produceres kun el og ingen varme), hvilket skal sammenholdes med 22 % for både forgasningsanlægget og det danske affaldsforbrændingsanlæg. Det skal nævnes, at forgasningsanlæggets elvirkningsgrad på 22 % repræsenterer Harboøre Varmeværks nuværende gennemsnitlige elvirkningsgrad (netto) ved forgasning af skovflis, og den potentielle virkningsgrad ved forgasning af imprægneret træflis er muligvis lavere pga. komplikationer afstedkommet dels af det lavere vandindhold i træaffald dels af et højere indhold af arsen i asken end når der forgasses skovflis (Jensen, 2014b).

Den begrænsede besparelse af fossile brændsler ved deponering afspejler, at træaffaldet ikke gennemgår en termisk behandling og træets energiindhold udnyttes dermed ikke (det antages at methangassen fra deponeringsanlægget ikke opsamles).

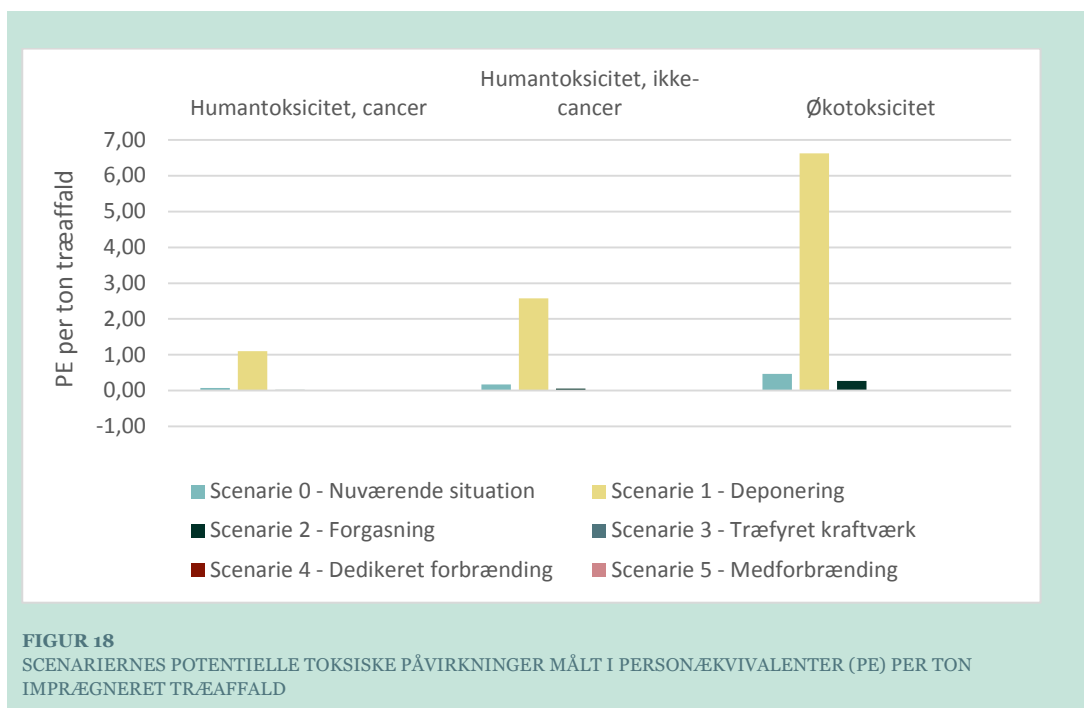


Figur 18 viser scenariernes samlede potentielle toksiske miljøpåvirkninger. Deponering bidrager til de største toksiske miljøbelastninger (større end 1 PE) sammenlignet med de andre scenarier. Det er i modelleringen antaget, at perkolatet fra deponeringsanlægget opsamles og ledes til rensningsanlæg, hvor det renses, men de toksiske påvirkninger skyldes, at der sker en netto-udledning af tungmetaller.

Årsagen til at deponering (scenarie 1) er dominerende ift. scenarie 3 (forbrænding på træfyret kraftværk hvor der forekommer udvaskning fra bundasken anvendt i vejbygning) er forskellen i graden af udvaskning fra træaffaldet versus bundasken. Data for udvaskning fra deponeringsanlægget er fra Jambek et al. (2006), imens data for udvaskning fra bundasken er en udvaskningstest udført ifm. fuldskala forbrændingsforsøget med dedikeret forbrænding af imprægneret træaffald (se Bilag 1: LCI for nyttiggørelse af bundaske fra træfyret kraftværk). I Jambek et al. (2006) er udvaskningen bestemt ved et længerevarende lysimeter-eksperiment, imens udvaskningen fra bundasken er bestemt ud fra en kortvarig batch-test. Forskellen i udvaskning kan skyldes de forskellige eksperimentielle tilgange og forskelle i hvor hårdt metallerne er bundet til træet versus bundasken samt at mængden af bundasken (24 kg) er lavere end af imprægneret træaffald (1000 kg). Endelig bør det nævnes, at arsen ikke er inkluderet i estimatet for udvaskning fra bundasken, men er inkluderet i estimatet for udvaskning fra træaffaldet, hvilket har betydning for ikke-cancereffekter og økotoksicitet. Da det ikke var muligt at inkludere arsen, er de toksiske effekter fra scenarie 3 formentlig undervurderet i LCA'en. Ydermere er udvaskningen fra bundasken modregnet af udvaskningen fra det naturlige grusmateriale, der erstattes af bundasken som vejmateriale.

Ved en "worst case" betragtning for udvaskning af arsen fra bundasken i scenarie 3, hvor det antages at udvaskningen følger samme udvikling som Cr i Bilag 1: LCI for nyttiggørelse af bundaske fra træfyret kraftværk, vil udvaskningen af arsen ligge omkring 56 g per ton efter 100 år, hvormed ikke-cancer og økotoksiske effekter fra scenarie 3 vil nærme sig samme størrelsesorden som i scenarie 1 (hvor udledningen af arsen er 87 g per ton efter 100 år). Dette er dog uvist, idet

udviklingen af udvaskningen af specifikt arsen fra bundaske over tid ikke er kendt. Derfor er udvaskningen af arsen ikke inkluderet i modellen, men det er væsentligt at påpege at den i realiteten kan forventes at bidrage til toksiske effekter, og at scenarie 3 dermed vil kunne ligge omkring samme niveau som scenarie 1 mht. ikke-cancer- og økotoksiske effekter.



### 6.1.1 Konklusioner mht. samlede potentielle miljøpåvirkninger

Generelt for de ikke-toksiske påvirkningskategorier ses miljøbesparelser fra alle seks scenarier. Besparelsen per ton træaffald ligger i alle kategorier inden for samme størrelsesorden og er ikke større end -0,18 PE. De ikke-toksiske miljøbesparelser afhænger af de termiske anlægs energieffektiviteter og andelen af fossile brændsler i den marginale energi. Deponering af imprægneret træaffald fører til miljøbesparelser i primært kategorien for drivhuseffekt. Med udgangspunkt i anvendte data i LCA'en fører deponering og dernæst forgasning samt forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg til de største miljøbesparelser i kategorien for drivhuseffekt. Forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg fører til de største miljøbesparelser i de andre otte ikke-toksiske kategorier. Forbrænding på træfyret kraftværk i Tyskland fører til de største besparelser af fossile brændsler, hvilket skyldes anlæggets høje elvirkningsgrad på 27 %, som antaget i LCA'en. Det er desuden antaget at der ikke produceres fjernvarme på det træfyrede kraftværk, hvilket viser at besparelsen af fossile brændsler er mere afhængig af substitueringen af den marginale elektricitet end af den marginale fjernvarme.

Ud fra LCA'en kan det ikke som sådan siges om det bedst kan svare sig at medforbrænde (scenarie 5) eller foretage dedikeret forbrænding (scenarie 4) af imprægneret træaffald på danske affaldsforbrændingsanlæg, da medforbrænding er modelleret med bidrag knyttet udelukkende til det imprægnerede træ. Dog kan der vise sig at være forskel på de to forbrændingsscenarier, hvis det i praksis tillades at nyttiggøre slaggen fra medforbrænding, hvor det i LCA'en er forudsat at slaggen fra begge typer forbrændinger deponeres. Medforbrænding med en lavere andel af imprægneret træaffald end 5 % kan muligvis give mulighed for tilladelse til nyttiggørelse af slaggen, hvorved medforbrænding – i modsætning til dedikeret forbrænding – kan føre til miljøbesparelser ved substituering af naturligt grus, men evt. også en øget miljøbelastning pga. emissioner fra slaggen.



Der ses toksiske miljøbelastninger fra alle seks scenarier, størst i scenarie 1 med deponering af imprægneret træ. Årsagen til de toksiske belastninger fra deponering af imprægneret træ er udvaskning af krom, kobber og arsen til perkolatet, som i sidste ende medfører udledning til overfladevand. Bidraget til toksiske belastninger fra krom, kobber og arsen belyses i det følgende. Der sker også en udvaskning af bundasken fra forbrænding på træfyret kraftværk i Tyskland, men på basis af anvendte data, er udvaskningen fra bundasken betydeligt lavere end fra træaffaldet. Udviklingen af udvaskningen af arsen fra bundasken er ikke kendt og derfor udeladt, men det bør påpeges at arsen i realiteten kan forventes at bidrage til toksiske effekter, og at scenarie 3 dermed vil kunne ligge omkring samme niveau som scenarie 1 mht. ikke-cancer- og økotoksiske effekter.

Betydningen af marginal el- og varmesammensætning undersøges i en følsomhedsanalyse. Det undersøges desuden hvad det betyder for resultaterne, at den resterende mængde biogene kulstof, der er lagret i deponiet efter 100 år anses som CO<sub>2</sub>-neutral.

Der er ikke foretaget en usikkerhedsanalyse til belysning af om forskellene imellem scenarierne er signifikante, bl.a. fordi der ikke er information om usikkerhed og variation for alle anvendte data.

## **6.2 Potentielle miljøpåvirkninger på delprocesniveau**

Det følgende viser delprocessernes bidrag til miljøpåvirkninger for derved at kunne opnå en større forståelse af årsagen til de enkelte scenariers miljøbelastninger og –besparelser.

Delprocesserne foregår enten i Danmark eller i udlandet, hvorfra miljøpåvirkningen oprinder. Visse påvirkninger, der har oprindelse i udlandet, vil dog også påvirke Danmark, fx luftforurening som i sin natur er grænseoverskridende. Bilag 4: Geografisk specifikation af miljøpåvirkningernes oprindelse angiver den geografiske beliggenhed af delprocesserne.

### **6.2.1 Scenarie 0 – Nuværende situation for behandling af imprægneret træ**

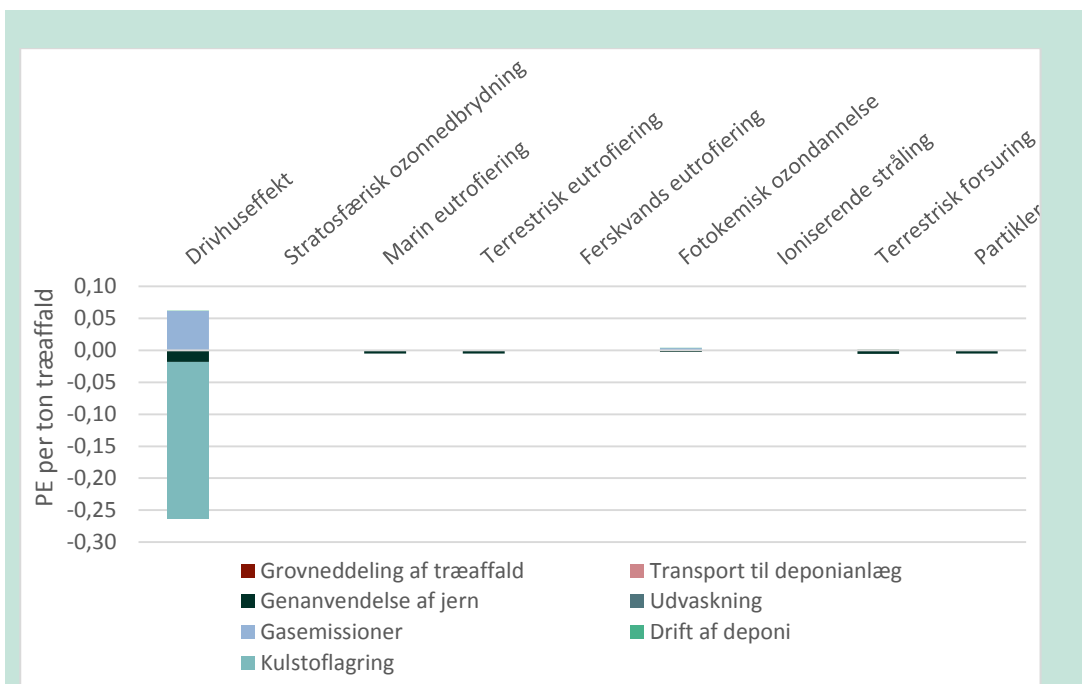
Da scenarie 0 er en kombination af deponering (7 %) og forbrænding på træfyret kraftværk i Tyskland (93 %) giver det ingen ny information at vise resultaterne på delprocesniveau. Det er derfor valgt ikke at vise graferne for scenarie 0.

### **6.2.2 Scenarie 1 – Deponering af imprægneret træ**

Miljøpåvirkningerne detaljeres i følgende delprocesser:

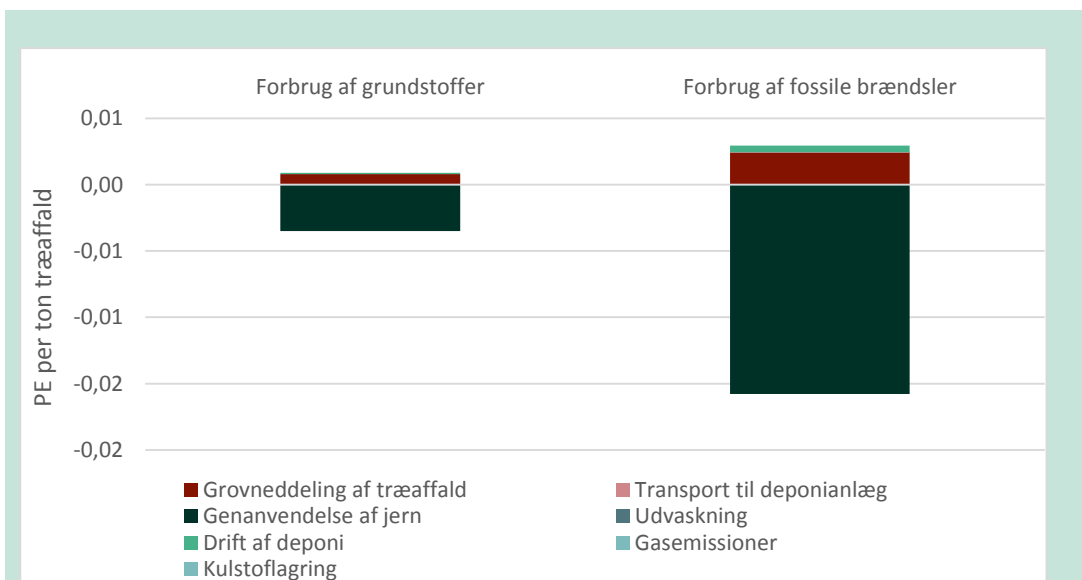
- Grovneddeling af indsamlet imprægneret træaffald og samtidig udsortering af jern (dieselforbrug)
- Genanvendelse af jern (omsmeltning og fortrængt primærproduktion)
- Transport af træaffald til deponeringsanlæg (brændstofforbrug)
- Drift af deponeringsanlæg (energi-/materialeforbrug og transport)
- Gasemissioner (CH<sub>4</sub>, resultat af anaerob nedbrydning)
- Udsvaskning af krom, kobber og arsen (netto-udledning efter rensning af perkolatet)
- Lagret kulstof (modelleret som besparelse af CO<sub>2</sub>-udledning og dermed negativ drivhuseffekt)

Figur 19 viser de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra delprocesserne i scenarie 1. Det ses, at den relativt store miljøbesparelse i kategorien for drivhuseffekt skyldes kulstoflagring i den mængde imprægnerede træaffald, som ikke er nedbrudt efter 100 år. Miljøbelastningen fra gasemissioner i kategorien for drivhuseffekt skyldes nettoudledningen af methangas gennem deponianlæggets belægning under den anaerobe nedbrydning af træet. Udledningen af kuldioxid fra den aerobe nedbrydning af træet i deponeringsanlægget anses som CO<sub>2</sub>-neutral og bidrager således ikke til drivhuseffekt.



**FIGUR 19**  
 POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE PÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON IMPRÆGNERET TRÆAFFALD FOR SCENARIO 1: DEONERING

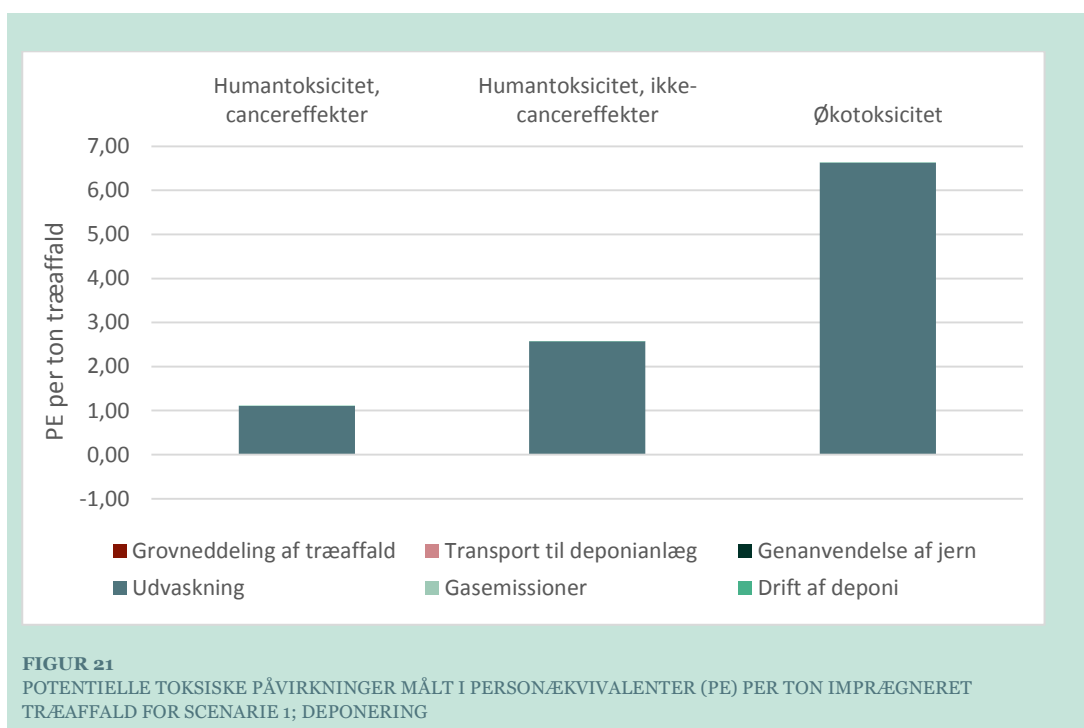
Figur 20 viser det potentielle forbrug af abiotiske ressourcer for delprocesserne i scenarie 1. Det ses, at genanvendelse af jern dominerer for begge typer af abiotiske ressourcer. Da mængden af jern i et ton sorteret imprægneret træaffald kun er 50 kg er besparelserne begrænsede. Desuden ses, at dieselforbruget ved neddeling af træet giver et bidrag til forbrug af abiotiske ressourcer.



**FIGUR 20**  
 POTENTIELT FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON IMPRÆGNERET TRÆAFFALD FOR SCENARIO 1; DEONERING

Figur 21 viser de potentielle toksiske miljøpåvirkninger for delprocesserne i scenarie 1. Det ses, at udvaskning af krom, kobber og arsen dominerer bidragene til både human- og økotoxicitet. De toksiske påvirkninger skyldes netto-udledningen af krom, kobber og arsen efter at perkolatet er blevet behandlet på spildevandsanlægget; ud af mængderne, der overføres til perkolatet, udledes 11,20 % krom, 2 % kobber og 87 % arsen gennem spildevandsanlægget. Den akkumulerede udvaskning er estimeret for en 100-årig periode.

Det største bidrag til økotoxicitet og ikke-cancereffekter skyldes udledning af arsen, og det største bidrag til cancereffekter skyldes krom. Der er ikke viden om specieringen af krom i den anvendte data (kun viden om krom-total). På basis heraf er der antaget et "worst case scenario", dvs. at 100 % af kromudledningen forekommer som Cr(VI). Cr(VI) er toksisk i modsætning til andre former for krom, fx Cr(III) og Cr(IV), dvs. at den cancertoksiske effekt bør anses som "worst case", hvor alt krom udledes som Cr(VI). I virkeligheden vil noget af den samlede mængde Cr(VI), den mængde som er i væske, blive omdannet til Cr(IV) pga. pH-sænkning.

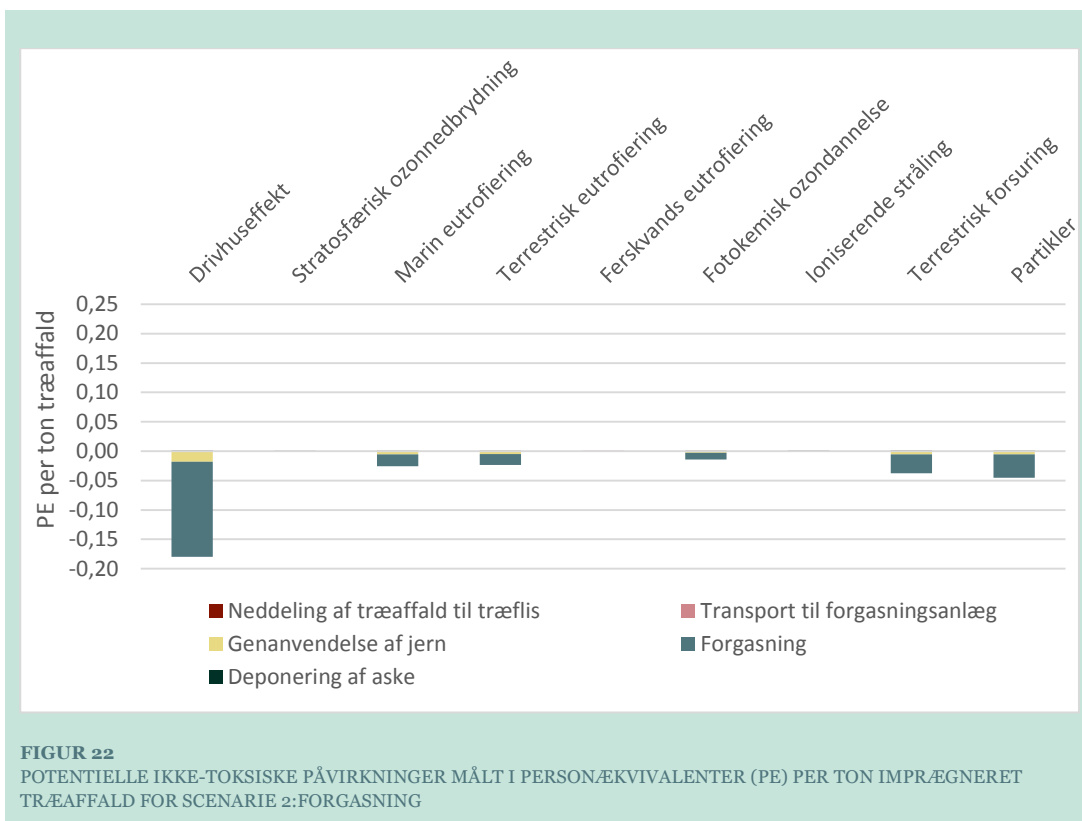


### 6.2.3 Scenarie 2 – Forgasning af imprægneret træ

Miljøpåvirkningerne detaljeres i følgende delprocesser:

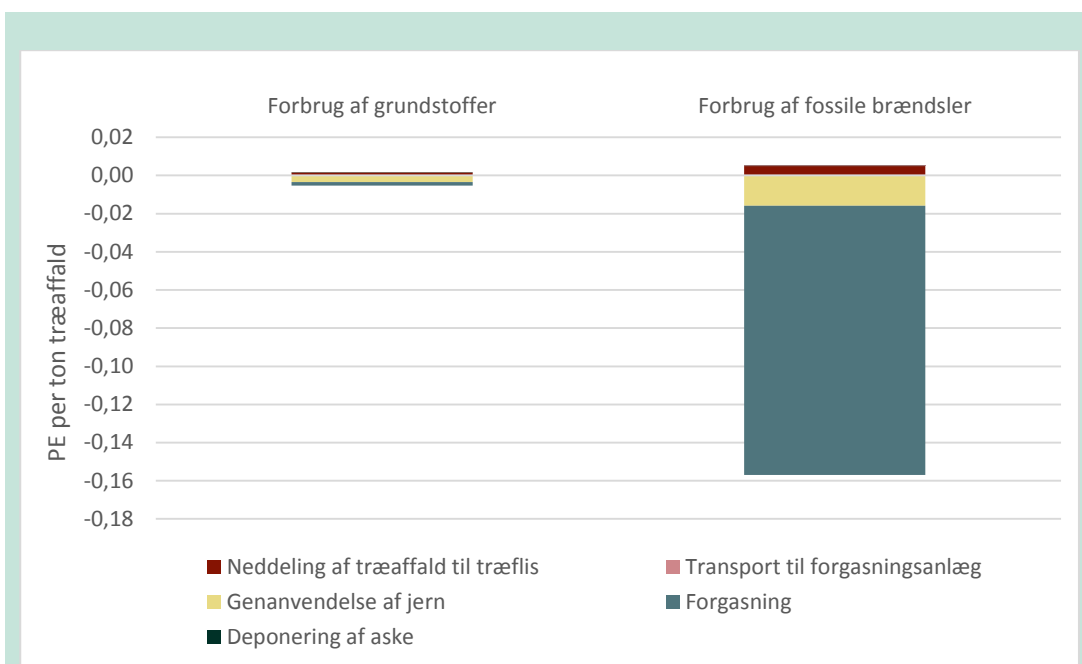
- Neddeling af træaffald til træflis og samtidig udsortering af jern (dieselforbrug)
- Genanvendelse af jern (transport, omsmelting og fortrængt primærproduktion)
- Transport af træaffald til forgasningsanlæg (brændstofforbrug)
- Forgasningsproces
- Deponering af aske

Figur 22 viser de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger for delprocesserne i scenarie 2. Det ses, at de største miljøbesparelser forekommer i kategorien for drivhuseffekt grundet substitueret af marginal, fossilholdig, energi, primært elektricitet. Undgået produktion af marginal energi bidrager til miljøbesparelserne i seks ud af ni miljøkategorier. De primære bidragsydere til påvirkningskategorierne, eksklusiv drivhuseffekt, er NO<sub>x</sub>, PO<sub>4</sub> og SO<sub>2</sub>, der alle udledes fra forgasningsanlægget.



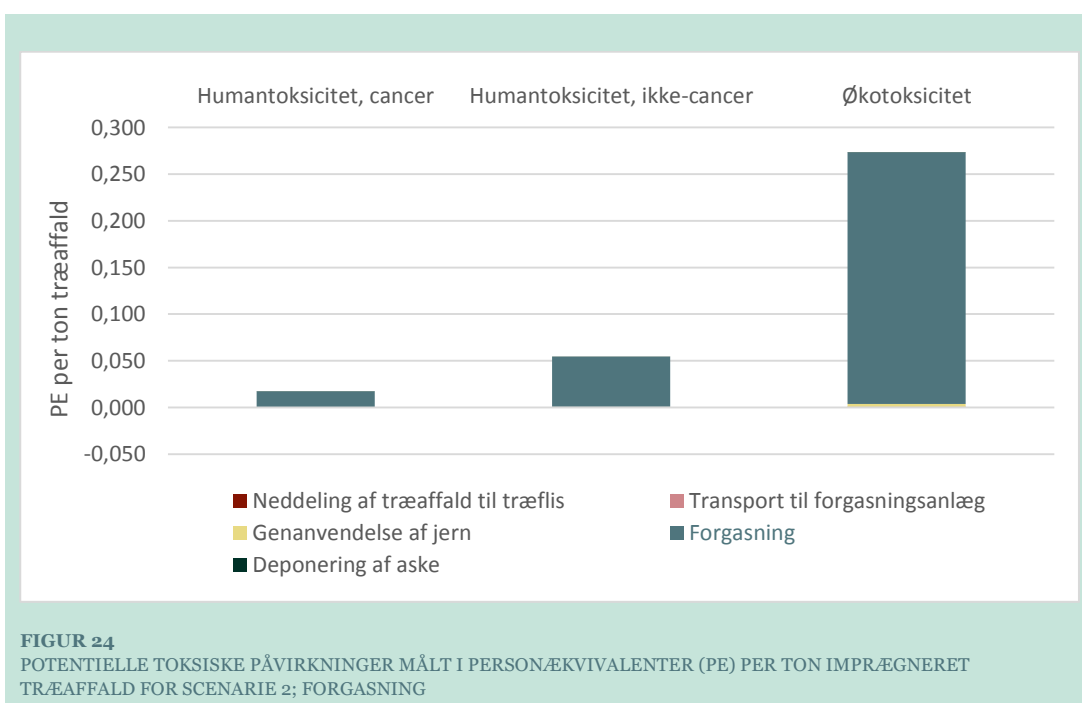
Figur 23 viser det potentielle forbrug af abiotiske ressourcer for processerne i scenarie 2. Det ses at den primære årsag til besparelse af fossile brændsler er substitueringen af marginal energi, når træet energiudnyttes ved forgasning. Genanvendelse af jern fører til besparelser, både i forbrug af grundstoffer (undgået udvinding af ny malm) og i forbrug af fossile brændsler (undgået energiforbrug til udvinding). Da mængden af jern kun er 50 kg per ton imprægneret træaffald er besparelsen begrænset og svær at se på figuren.

Som forventet sker der et forbrug af fossile brændsler, når træaffaldet transporteres til forgasningsanlæg, og når træaffaldet neddeles til flis, om end disse forbrug er særdeles begrænsede per ton imprægneret træaffald.



**FIGUR 23**  
 POTENTIELT FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON IMPRÆGNERET TRÆAFFALD FOR SCENARIO 1: DEPONERING

Figur 24 viser de potentielle toksiske miljøpåvirkninger for delprocesserne i scenarie 2. De toksiske bidrag er relativt små sammenlignet med scenarie 1 for deponering. Det ses, at selve forgasningsprocessen medfører en toksisk belastning, størst for økotoksicitet. Årsagen er at det er modelleret, at 1 % af arsen-indholdet udledes til luften fra forgasningsanlægget.



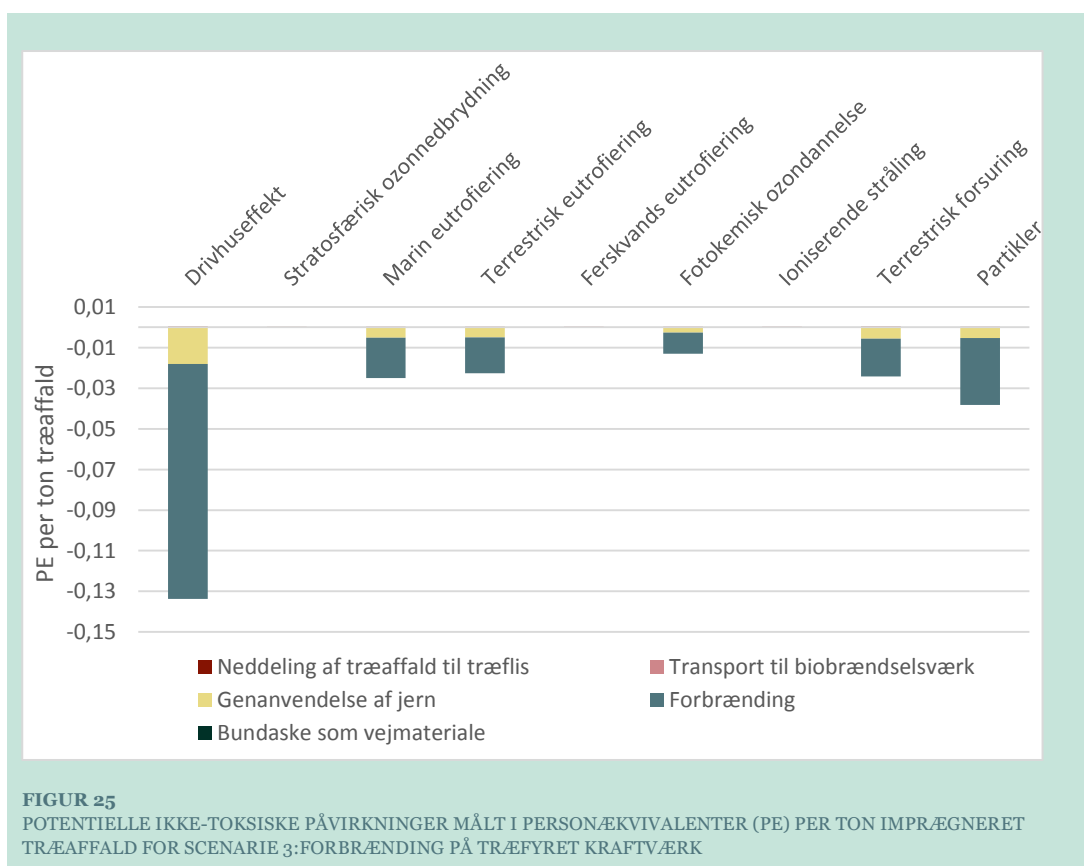
**FIGUR 24**  
 POTENTIELLE TOKSISKE PÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON IMPRÆGNERET TRÆAFFALD FOR SCENARIO 2; FORGASNING

### 6.2.4 Scenarie 3 – Forbrænding af imprægneret træ på træfyret kraftværk

Miljøpåvirkningerne detaljeres i følgende delprocesser:

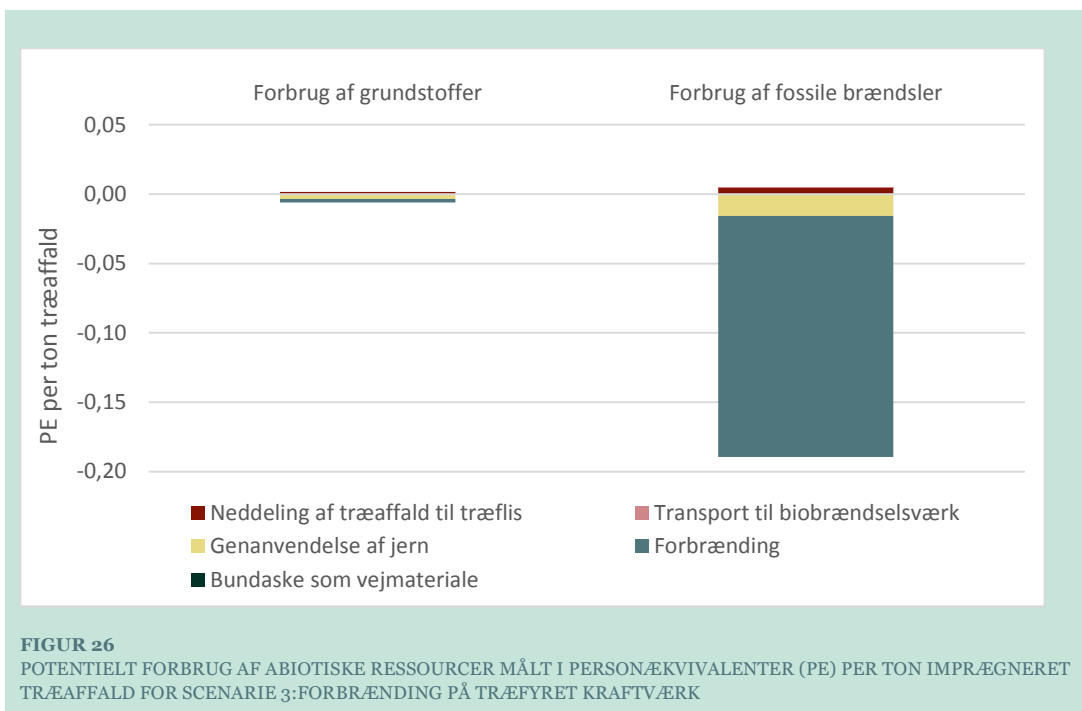
- Neddeling af træaffald til træflis (dieselforbrug)
- Genanvendelse af jern (omsmeltning og fortrængt primærproduktion)
- Transport til træfyret kraftværk i Tyskland (brændstofforbrug)
- Bundaske som vejmateriale (erstatning af grusmateriale)
- Forbrændingsproces

Figur 25 viser de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger for delprocesserne i scenarie 2. Det ses, at de største miljøbesparelser forekommer i kategorien for drivhuseffekt, hvilket skyldes substituering af marginal, fossilholdig el, når der produceres elektricitet på det træfyrede kraftværk (der produceres ikke fjernvarme på værket). Substituering af marginal el bidrager til miljøbesparelserne i seks ud af ni miljøkategorier. De primære bidragsydere til påvirkningskategorierne eksklusiv drivhuseffekt, er NO<sub>x</sub>, PO<sub>3</sub><sup>-</sup> og SO<sub>2</sub>, der udledes under forbrænding på kraftværket. På trods af en længere transportafstand til Tyskland bidrager transporten stadig særdeles begrænset til de samlede miljøpåvirkninger, dog er transportens bidrag en smule tydeligere i dette scenarie.



FIGUR 25  
POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE PÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON IMPRÆGNERET TRÆAFFALD FOR SCENARIE 3: FORBRÆNDING PÅ TRÆFYRET KRAFTVÆRK

Figur 26 viser det potentielle forbrug af abiotiske ressourcer for processerne i scenarie 3. Det ses, at den primære årsag til besparelse af fossile brændsler er substituering af marginal elektricitet, når det imprægnerede træaffald energiudnyttes ved forbrænding. Genanvendelsen af jern fører til besparelser, både i forbrug af grundstoffer (undgået udvinding af ny malm) og i forbrug af fossile brændsler (undgået energiforbrug til udvinding). Da mængden af jern kun er 50 kg per ton imprægneret træaffald er besparelserne begrænsede.

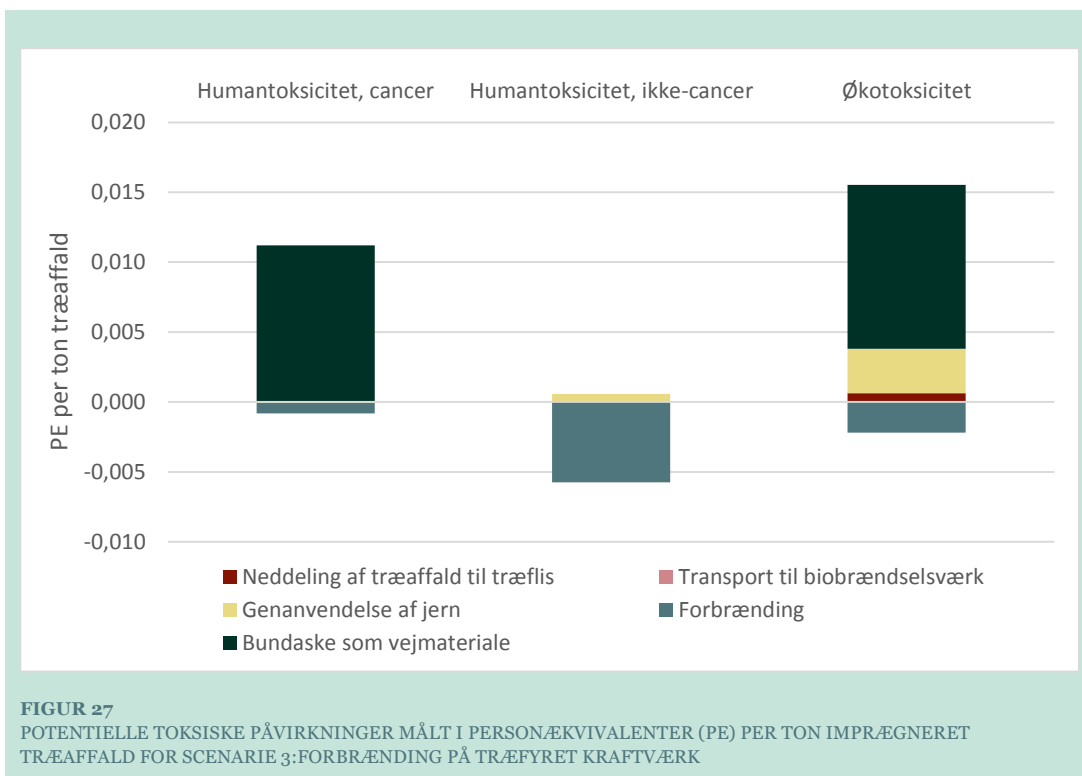


Figur 27 viser de potentielle toksiske miljøpåvirkninger for delprocesserne i scenarie 3. De toksiske bidrag fra dette scenarie er meget små sammenlignet med scenarie 1 for deponering. Det ses, at substituering af marginal elektricitet fører til besparelser af alle tre typer toksiske effekter. Undgået emission af vanadium er den primære årsag til besparelse af økotoksicitet og undgået emission af kviksølv er den primære årsag til besparelse af humantoksicitet.

Genanvendelsen af jern bidrager til økotoksicitet. Årsagen er primært udledning af zink til luft.

Desuden ses bidrag til cancereffekter og økotoksicitet pga. nyttiggørelse af bundasken som vejmateriale. Bidraget til cancereffekter og økotoksicitet skyldes primært Cr(VI). Den potentielle udvaskning fra bundasken er beregnet for en periode på 100 år, beskrevet i Bilag 1: LCI for nyttiggørelse af bundaske fra træfyret kraftværk Netto-emissionerne fra bundasken til det omgivende overfladevand er estimeret som emissioner fra bundasken fratrukket emissioner fra det naturlige grusmateriale, der erstattes af bundasken. Det ses, at der er positive netto-udledninger, hvilket betyder, at udvaskningen fra bundasken er større end den undgåede udvaskning fra grus.

Der er ikke viden om specieringen af krom (kun data for krom-total). Som "worst case scenario" er det antaget at 100 % af kromudledningen forekommer som Cr(VI). Cr(VI) er toksisk i modsætning til andre former for krom, fx Cr(III) og Cr(IV). Udviklingen af udvaskningen af arsen fra bundasken er ikke kendt og derfor udeladt (se Bilag 1: LCI for nyttiggørelse af bundaske fra træfyret kraftværk), men det bør påpeges at arsen i realiteten kan forventes at bidrage til toksiske effekter, og at scenarie 3 dermed vil kunne ligge omkring samme niveau som scenarie 1 mht. ikke-cancer- og økotoksiske effekter.



### 6.2.5 Scenarie 4 – Dedikeret forbrænding af imprægneret træ på affaldsforbrændingsanlæg

Miljøpåvirkningerne detaljeres i følgende delprocesser:

- Neddeling af træaffald (dieselforbrug)
- Genanvendelse af jern (omsmeltning og fortrængt primærproduktion)
- Transport til affaldsforbrændingsanlæg i Danmark (brændstofforbrug)
- Deponering af slagge
- Forbrændingsproces

Figur 28 viser de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger for delprocesserne i scenarie 4. Det ses tydeligt, at de største miljøbesparelser forekommer pga. substituering af marginal, fossilholdig energi, når imprægneret træaffald energiudnyttes ved forbrænding. Undgået produktion af marginal energi fører til tydelige miljøbesparelser i seks ud af ni kategorier, størst i kategorien for drivhuseffekt pga. undgået udledning af fossil CO<sub>2</sub> når energi fra træaffald erstatter fossilholdig energi (el og varme). Primære bidrag til påvirkningskategorierne eksklusiv drivhuseffekt er fra NO<sub>x</sub>, PO<sub>3</sub> og SO<sub>2</sub>.

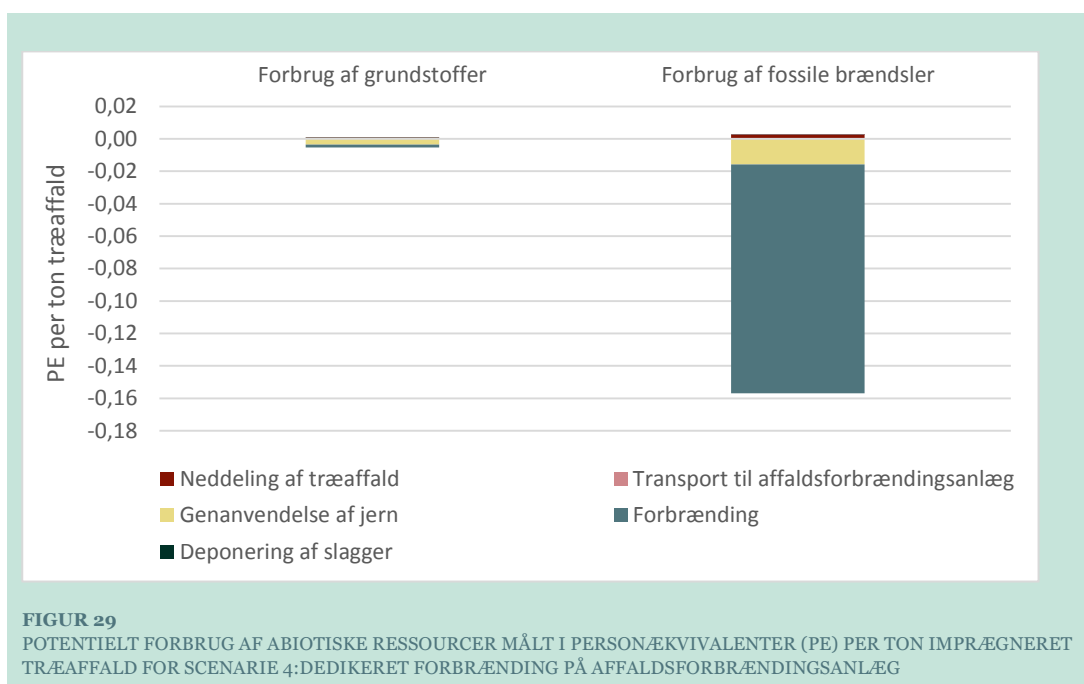




**FIGUR 28**  
 POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE PÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON IMPRÆGNERET TRÆAFFALD FOR SCENARIO 4: DEDIKERET FORBRÆNDING PÅ AFFALDSFORBRÆNDINGSANLÆG

Figur 29 viser det potentielle forbrug af abiotiske ressourcer for processerne i scenarie 4. Det ses, at den primære årsag til besparelse af fossile brændsler er substituering af marginal energi, når træet energiudnyttes ved forbrænding. Genanvendelsen af jern fører også til besparelser, både i forbrug af grundstoffer (undgået udvinding af ny malm) og i forbrug af fossile brændsler (undgået energiforbrug til udvinding). Da mængden af jern kun er 50 kg per ton imprægneret træaffald er besparelserne dog begrænsede.

Der ses desuden et mindre forbrug af fossile brændsler grundet forbruget af diesel ved neddeling af træaffald inden behandling.

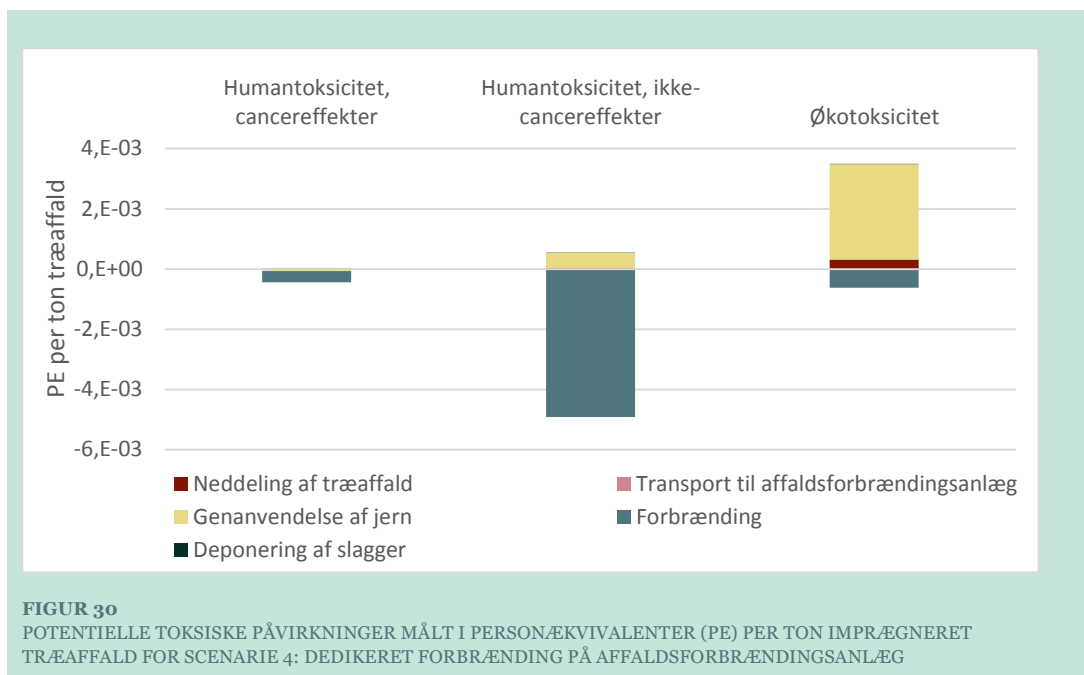


**FIGUR 29**  
 POTENTIELT FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON IMPRÆGNERET TRÆAFFALD FOR SCENARIO 4: DEDIKERET FORBRÆNDING PÅ AFFALDSFORBRÆNDINGSANLÆG

Figur 30 viser de potentielle toksiske miljøpåvirkninger for delprocesserne i scenarie 4. De toksiske bidrag fra dette scenarie er lave sammenlignet med deponering. Det ses, at substitueringen af marginal energi fører til besparelser af ikke-cancereffekter (størst), økotoksicitet og cancereffekter. Undgået emission af vanadium er den primære årsag til besparelse af økotoksicitet og undgået emission af kviksølv er den primære årsag til besparelse af humantoksicitet.

Desuden bidrager genanvendelse af jern til økotoksicitet, pga. udledning af zink til luft.

Det er antaget, at slaggen/bundasken deponeres i tysk saltmine, hvorfra der ikke modelleres nogen udvaskning, hvilket forklarer hvorfor der ikke er noget bidrag til toksicitet fra deponeringsprocessen.

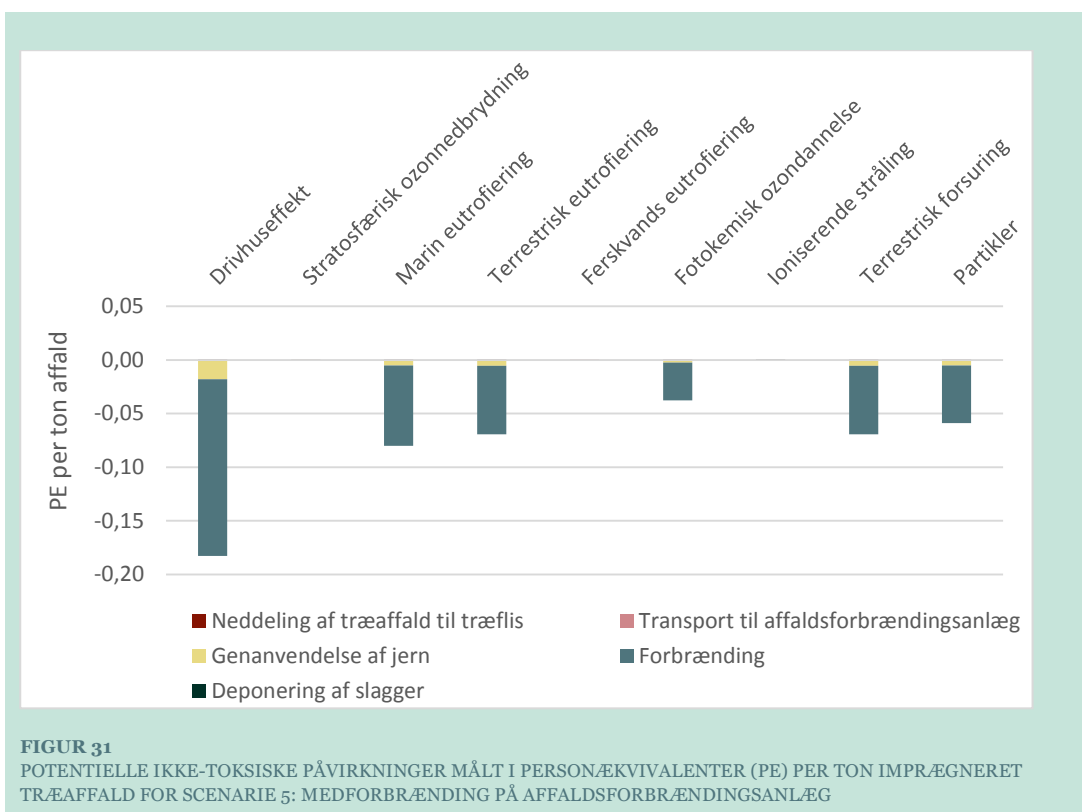


### 6.2.6 Scenarie 5 – Medforbrænding af imprægneret træ på affaldsforbrændingsanlæg

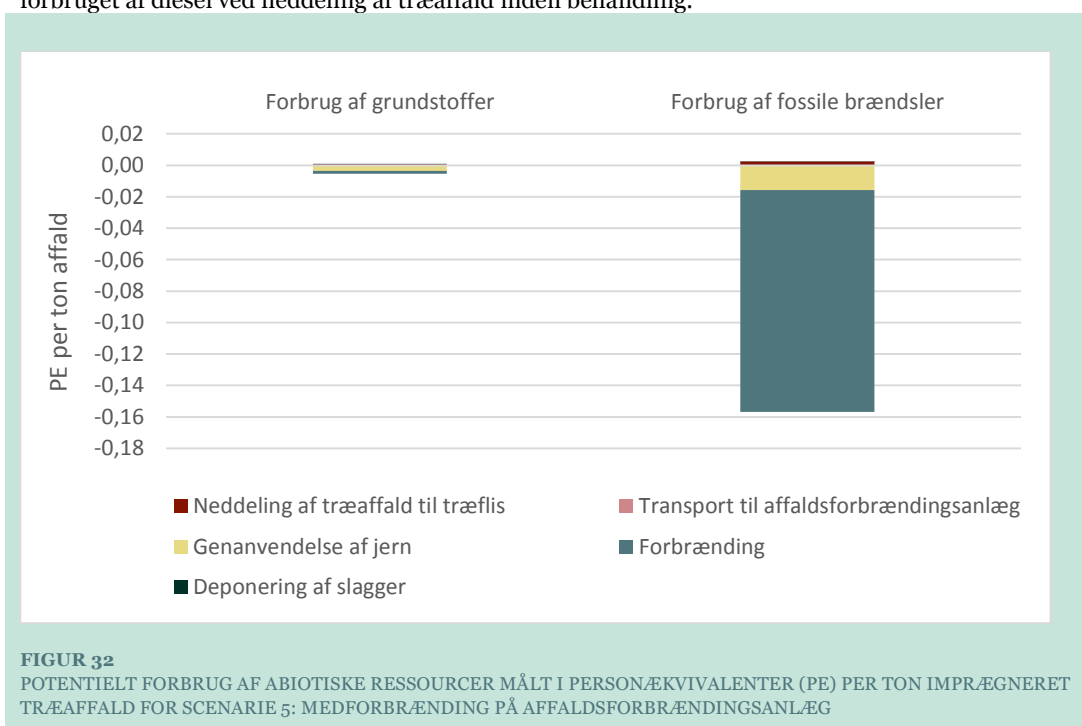
Miljøpåvirkningerne detaljeres i følgende delprocesser:

- Neddeling af træaffald
- Genanvendelse af jern
- Transport til affaldsforbrændingsanlæg i Danmark
- Deponering af slagger
- Forbrændingsproces

Figur 31 viser de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger for delprocesserne i scenarie 5. Det ses tydeligt, at de største miljøbesparelser skyldes substituering af marginal, fossilholdig, energi, når imprægneret træ energiudnyttes ved forbrænding. Den største besparelse ses i kategorien for drivhuseffekt, hvilken skyldes undgået udledning af fossil CO<sub>2</sub> fra marginal el- og varmeproduktion. Undgået produktion af marginal energi fører til tydelige miljøbesparelser i seks ud af ni kategorier, primært pga. udledning af NO<sub>x</sub>, PO<sup>3-</sup> og SO<sub>2</sub> fra affaldsforbrændingsanlægget.



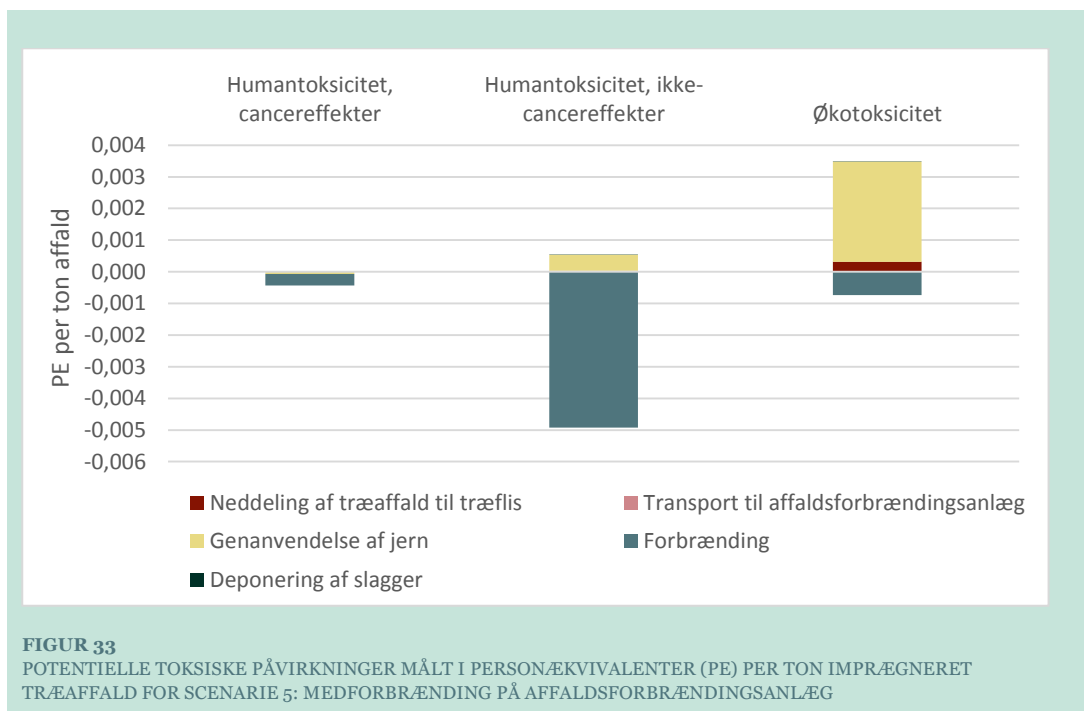
Figur 32 viser det potentielle forbrug af abiotiske ressourcer for processerne i scenarie 5. Det ses, at den primære årsag til besparelse af fossile brændsler er energiudnyttelse af træaffaldet pga. substituering af marginal el. Genanvendelsen af jern fører også til besparelser, både i forbrug af grundstoffer (undgået udvinding af ny malm) og i forbrug af fossile brændsler (undgået energiforbrug til udvinding). Da mængden af jern kun er 50 kg per ton imprægneret træaffald er besparelserne dog begrænsede. Der ses desuden et mindre forbrug af fossile brændsler grundet forbruget af diesel ved neddeling af træaffald inden behandling.



Figur 33 viser de potentielle toksiske miljøpåvirkninger for delprocesserne i scenarie 5. De toksiske bidrag fra dette scenarie er relativt små sammenlignet med scenarie 1 for deponering. Det ses, at substituering af marginal energi fører til besparelser af ikke-cancereffekter (størst), økotoksicitet og cancereffekter. Undgået emission af vanadium er den primære årsag til besparelse af økotoksicitet og undgået emission af kviksølv er den primære årsag til besparelse af humantoksicitet.

Desuden bidrager genanvendelse af jern til økotoksicitet, pga. udledning af zink til luft.

Det er antaget, at slaggen/bundasken deponeres i tysk saltmine, hvorfra der ikke modelleres nogen udvaskning, hvilket forklarer hvorfor der ikke er noget bidrag til toksicitet fra deponeringsprocessen.



### 6.2.7 Konklusioner omkring potentielle miljøpåvirkninger på procesniveau

Ved at kigge på bidragene til miljøbesparelser og –belastninger fra de enkelte scenariers delprocesser er følgende konklusioner fundet.

#### Konklusioner for deponering af imprægneret træaffald i deponeringsanlæg (scenarie 1):

- Kulstoflagring i den resterende mængde træaffald efter 100 år medfører en potentiel miljøbesparelse i kategorien for drivhuseffekt. Methangasudledning fra anaerob nedbrydning af træaffaldet i deponeringsanlægget bidrager til drivhuseffekten, dog i mindre grad end miljøbesparelsen ved kulstoflagringen.
- Der ses en relativt lille besparelse af abiotiske ressourcer, pga. genanvendelse af jernfraktionen i træaffaldet.
- Udvasning af krom, kobber og arsen bidrager til potentielle human- og økotoksiske påvirkninger set over en 100-årig periode. Det er især arsen, som bidrager til økotoksicitet og ikke-cancer effekt, mens især krom bidrager til cancer effekt. Det er antaget, at krom udledes som Cr(VI), da der ikke er viden om specieringen af krom i anvendte data. Da Cr(VI) er toksisk, i modsætning til andre former for krom, bør resultatet for cancertoksicitet anses som "worst case". I virkeligheden vil en andel af den samlede mængde Cr(VI) blive omdannet til Cr(IV) pga. pH-sænkning.

#### Konklusioner for forgasning af imprægneret træaffald på forgasningsanlæg (scenarie 2):

- Den største miljøbesparelse forekommer i kategorien for drivhuseffekt grundet substituering af marginal energi, når træaffaldet energiudnyttes ved forgasning.
- Substituering af marginal energi, især marginal elektricitet, bidrager til potentielle besparelser af fossile brændsler, hvilket skyldes fossilholdig marginal energi.
- Der ses toksiske belastninger pga. luftemission af arsen fra forgasningsanlægget. Disse belastninger er dog relativt små, og vil i praksis afhænge af det specifikke forgasningsanlægs niveau for røggasrensning.

#### Konklusioner for forbrænding af imprægneret træ på træfyret kraftværk (scenarie 3):

- Den største miljøbesparelse forekommer i kategorien for drivhuseffekt grundet substituering af marginal elektricitet, når træaffaldet energiudnyttes ved forbrænding.
- Substituering af marginal elektricitet bidrager til potentielle besparelser af fossile brændsler, hvilket skyldes fossilholdig marginal elektricitet.
- Der ses toksiske besparelser pga. substituering af marginal energi. Disse besparelser er dog relativt små og vil i praksis afhænge af det specifikke forgasningsanlægs emissioner. Der ses toksiske bidrag fra nyttiggørelse af bundasken og den udvaskning af tungmetaller, der er estimeret for en 100-årig periode. Det er antaget at krom kun udledes som Cr(VI), da der ikke er viden om specieringen af krom i anvendte data. Da Cr(VI) er toksisk bør resultatet for cancertoksicitet anses som "worst case". I virkeligheden vil en andel af den samlede mængde Cr(VI) blive omdannet til Cr(IV) pga. pH-sænkning.

#### Konklusioner for dedikeret forbrænding af imprægneret træaffald på affaldsforbrændingsanlæg (scenarie 4):

- Den største miljøbesparelse forekommer i kategorien for drivhuseffekt grundet substituering af marginal elektricitet, når træaffaldet energiudnyttes ved forbrænding.
- Substituering af marginal elektricitet bidrager til potentielle besparelser af fossile brændsler, hvilket skyldes fossilholdig marginal energi, især elektricitet.
- Substituering af marginal energi fører til potentielle besparelser af toksiske påvirkninger. Det er antaget, at slaggen/bundasken deponeres i saltminer i Tyskland, hvorfra der ikke modelleres nogen udvaskning, hvilket forklarer det særdeles begrænsede toksiske bidrag fra deponering.

#### Konklusioner for medforbrænding af imprægneret træaffald på affaldsforbrændingsanlæg (scenarie 5):

- Den største miljøbesparelse forekommer i kategorien for drivhuseffekt grundet substituering af marginal elektricitet, når træaffaldet energiudnyttes ved forbrænding.
- Substituering af marginal elektricitet bidrager til potentielle besparelser af fossile brændsler, hvilket skyldes fossilholdig marginal energi, især elektricitet.
- Substituering af marginal energi fører til potentielle besparelser af toksiske påvirkninger. Det er antaget, at slaggen/bundasken deponeres i saltminer i Tyskland, hvorfra der ikke modelleres nogen udvaskning, hvilket forklarer det særdeles begrænsede toksiske bidrag fra deponering.

Ud fra ovenstående er parametre med indflydelse på LCA'ens resultater således effektivitet af anlæggene og sammensætning af marginal energi (ikke-toksiske kategorier) samt udvaskning af krom, kobber og arsen under deponering af træaffaldet (toksiske kategorier).

# 7. Følsomhedsanalyser

Nærværende LCA er baseret på en række forudsætninger og estimater og forudsigelser om fremtidig produktion af energi. Disse valg er truffet på basis af bedst mulige tilgængelige data og information om teknologier og praksis, men er af natur behæftet med usikkerheder. For at teste resultaternes robusthed over for de iboende usikkerheder i forudsætningerne gennemføres en række følsomhedsanalyser, der har til formål at dokumentere robustheden af LCA'ens overordnede konklusioner og scenariernes indbyrdes rangering inden for hver påvirkningskategori. Derudover kan analysernes resultater også bruges til at indikere, hvilke optimeringstiltag af de enkelte scenarier der vil have de største miljømæssige effekter.

## 7.1 Udvalgelse af følsomhedsanalyser

Delkonklusionerne i foregående resultatafsnit identificerer væsentlige antagelser/forudsætninger som denne LCA bygger på, samt hvilke parametre der har størst indflydelse på resultaterne. På basis af disse fund er det valgt at foretage følgende følsomhedsanalyser:

- Ændring af brændsel for marginal elektricitet: ren kul, ren naturgas, ren vind
- Ændring af brændsel for marginal fjernvarme
- Fjernvarmeproduktion på træfyret kraftværk
- Deponering af slagger/bundaske i Danmark i scenarie 4 og 5

Det følgende giver en beskrivelse af de valgte følsomhedsanalyser.

### **Ændring af marginal elbrændsel: ren kul, ren naturgas, ren vind**

Denne følsomhedsanalyse ser på betydningen af at ændre det bagvedliggende energisystem i form af antagelser om brændslerne, som benyttes til fremstilling af marginal elektricitet. I basisscenerierne blev alle processer og teknologier modelleret med en kulbaseret marginal elproduktion frem til 2020 og en marginal elproduktion baseret på 50 % kulkraft og 50 % vindkraft frem til 2030. I følsomhedsanalysen undersøges betydningen af ren vindkraft, ren naturgas og ren kul som marginal el.

Denne følsomhedsanalyse er relevant for alle scenarier undtagen deponering (scenarie 1), idet der ved deponering ikke sker nogen energiudnyttelse af træaffaldet.

### **Ændring af marginal fjernvarmebrændsel: ren naturgas**

Tidligere studier har belyst i hvor høj grad lokale forhold spiller ind på den effektive substitution af fjernvarme, som forbrændingsanlæggenes varmeproduktion udgør (Møller et al. 2008). Den geografiske placering af substitueringsens fjernvarmeproduktion afgør hvilke brændsler der erstattes.

I LCA'en er varmesubstitutionen beregnet som et marginals gennemsnit, idet der ud over en vis størrelse opland ikke skal knyttes noget specielt geografisk område til, med brug af emissionsdata fra Energistyrelsen (2011). For at repræsentere et specifikt opland udføres en følsomhedsanalyse, hvor fjernvarmen er forsynet med ren naturgas frem for gennemsnitlig fjernvarmemiks. Datasættet for forsyning af fjernvarme med ren naturgas har navnet "Heat production, natural gas, at boiler condensing modulating > 100 kW (ecoInvent, 2000-31.12.2015)".

Denne følsomhedsanalyse er kun relevant for forgasning (scenarie 2) og forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg (scenarie 4 og 5), idet der ved deponering (scenarie 1) ikke sker nogen energiudnyttelse af træaffaldet og ved forbrænding på tysk træfyret kraftværk (scenarie 3) produceres der ikke fjernvarme.

### Fjernvarmeproduktion på træfyret kraftværk

Ifølge MVV Energi (2014) produceres kun elektricitet på det tyske træfyrede kraftværk. Varmen fra forbrændingen anvendes til at opnå en relativt høj elvirkningsgrad på 27 %. Det undersøges hvad betydningen for resultaterne er hvis der også produceres fjernvarme på det træfyrede kraftværk. Det antages at virkningsgraden for fjernvarmeproduktionen er 68 %, idet det giver en samlet anlægseffektivitet på 95 % ligesom det er antaget for affaldsforbrændingsanlægget (scenarie 4 og 5) og forgasning (scenarie 2). Elvirkningsgraden holdes konstant.

### Deponering af slagge/bundaske i Danmark frem for i udlandet

I scenarie 4 og 5 er det antaget af slaggen/bundasken, fra dedikeret forbrænding og medforbrænding deponeres i en tysk saltmine. Det vil have betydning for de toksiske resultater, hvis det i stedet antages, at slaggen/bundasken deponeres i et dansk deponeringsanlæg, idet der modelleres en udvaskning over en 100-årig periode ved deponering i et dansk deponeringsanlæg. Da det har betydning om slaggen deponeres i Danmark eller udlandet undersøges det i en følsomhedsanalyse, hvad det betyder for resultaterne, hvis slaggen i stedet deponeres i Danmark.

Tabel 20 opsummerer LCA'ens følsomhedsanalyser.

**TABEL 20**  
OPSUMMERING AF LCA'ENS FØLSOMHEDSANALYSER

Følsomhedsanalyser	Modellering i basisscenarier	Ændringer ift. basisscenarier
Marginal el	Kulbaseret frem til 2020 Kul/vind (50:50) efter 2020	Ren kul Ren vind Ren naturgas
Marginal fjernvarme	Gennemsnitligt fjernvarmemiks	Ren naturgas
Fjernvarmeproduktion på træfyret kraftværk	Ingen fjernvarmeproduktion	Fjernvarmeproduktion med 68 % effektivitet
Deponering af slagge/bundaske i scenarie 4 og 5	Deponeret i tysk saltmine (ingen udvaskning)	Deponeret i dansk deponeringsanlæg (modelleret udvaskning)

## 7.2 Resultater

De følgende resultater fra følsomhedsanalyserne er vist på grafer med de samlede potentielle miljøpåvirkninger fra scenarierne. Scenarie 0 er udeladt i følsomhedsanalysen. I fortolkningen af følsomhedsanalysens resultater fokuseres på om rangordenen imellem scenarierne ændrer sig.

### 7.2.1 Ændring af elmarginal

De toksiske kategorier påvirkes kun i ringe grad af ændringer i energisystemet, hvorfor kun graferne med de ikke-toksiske påvirkningskategorier vises nedenfor. Graferne med de toksiske påvirkningskategorier er vist i Bilag 5: Følsomhedsanalyser – toksiske resultater. Disse følsomhedsanalyser vil ikke ændre væsentligt på scenarie 1 (deponering), idet der ved deponering ikke produceres energi ud af træaffaldet.

Tabel 21 viser de anvendte databaseprocesser i denne følsomhedsanalyse.

**TABEL 21**  
ANVENDTE DATABASEPROCESSE I FØLSOMHEDSANALYSEN OM ÆNDRING AF MARGINALE ENERGIBRÆNDSLER

<b>Proces</b>	<b>Procesnavn</b>	<b>Database</b>
Kulbaseret elmarginal	Marginal electricity consumption, incl. fuel production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, 2006	EASETECH
Vind elmarginal	Electricity, at offshore wind park 752 MW, DK, 2025	NEEDS
Naturgas elmarginal	Electricity, natural gas, at combined cycle plant, 500 MWe, RER, 2025	NEEDS

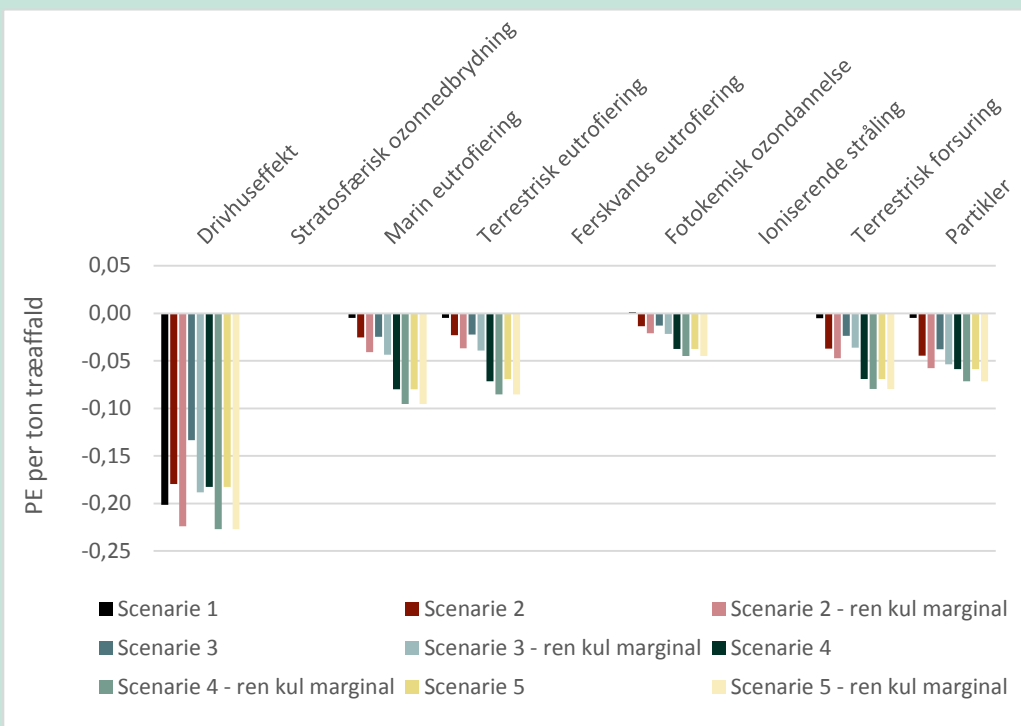
#### **7.2.1.1 Marginal el: ren kulbaseret**

Figur 34 viser resultaterne fra basisscenerierne og resultaterne efter ændring af marginal el til en ren kulbaseret marginal (betegnet "ren kul marginal") mht. de ikke-toksiske kategorier. Den kulbaserede marginal består af over 90 % kul og mindre end 10 % råolie, jf. Bilag 2: LCI for marginal el og fjernvarme.

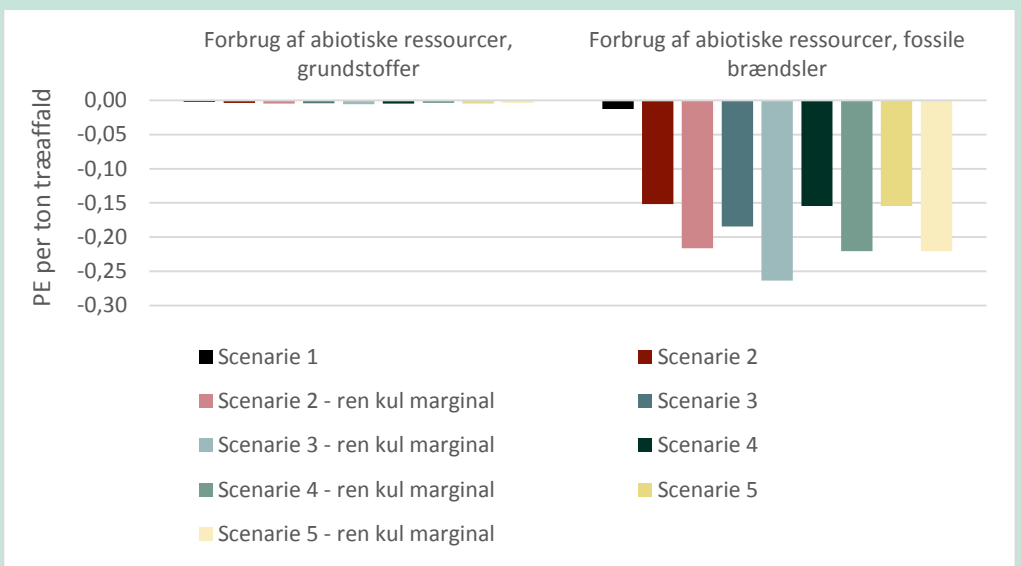
Miljøbesparelserne er større i scenarie 2, 3, 4 og 5, sammenlignet med basisscenerierne, idet der spares mere fossil CO<sub>2</sub> ved fortrængning af en ren kulbaseret elmarginal frem for kombinationen af kul og vind i basisscenerierne. Rangordenen imellem scenarierne ændrer sig ikke i nogen af kategorierne som følge af ændring af marginal el til ren kulbaseret.

Figur 35 viser resultaterne mht. forbruget af abiotiske ressourcer. Samme tendens ses som i Figur 34, nemlig at rangordenen imellem scenarierne er uændrede, men at miljøbesparelsen er større end i basisscenerierne.





**FIGUR 34**  
SCENARIERNES POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE PÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON IMPRÆGNERET TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN KUL ELMARGINAL

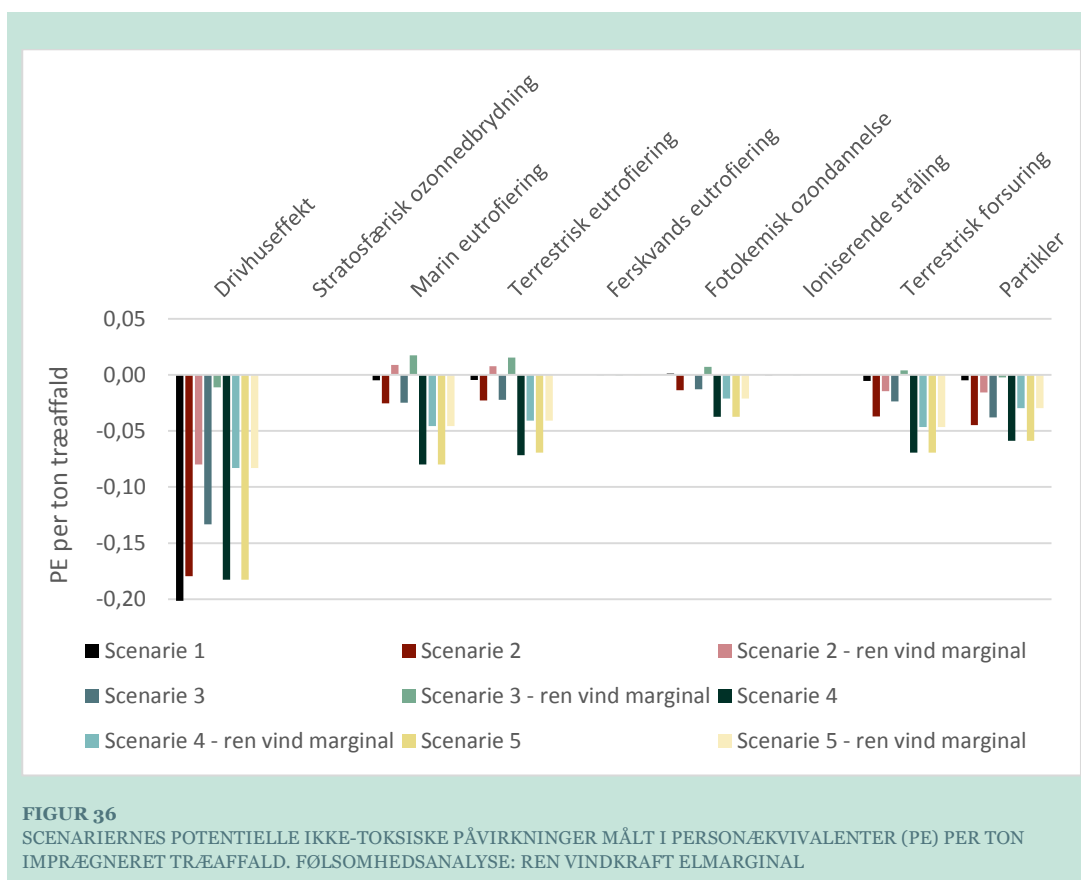


**FIGUR 35**  
SCENARIERNES POTENTIELLE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON IMPRÆGNERET TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN KUL ELMARGINAL

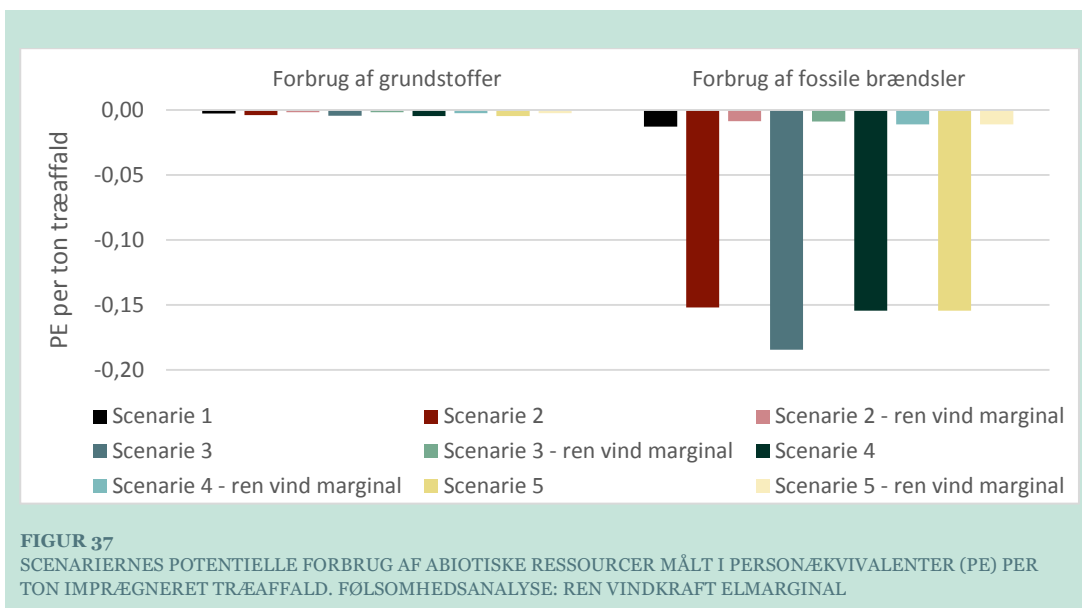
### 7.2.1.2 Marginal el: ren vindkraft

Figur 36 viser resultaterne, for de ikke-toksiske kategorier af, at ændre elmarginalen til ren vind. Det ses, at miljøbesparelserne i scenarie 2, 3, 4 og 5 er tydeligt mindre end i basisscenerierne. I kategorien for drivhuseffekt skyldes dette, at elmarginalen ikke er fossilbaseret på samme måde som i basisscenerierne. Rangordenen imellem scenarierne er ændret ved ændring af elmarginal til ren vindkraft, idet forbrænding på træfyret kraftværk (scenarie 3) giver mindre miljøbesparelser end forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg (scenarie 4 og 5). Alle scenarier giver dog stadig miljøbesparelser. Årsagen til at scenarie 3 er mest følsom er, at der ikke produceres fjernvarme på det træfyrede kraftværk, hvis miljøprofil derfor er mere afhængig af elmarginalen end de andre behandlingsscenarier.

Kigges der på forbruget af fossile ressourcer i Figur 37 ses, at besparelserne falder drastisk med vind som ren elmarginal. Dette skyldes, at der ikke spares fossile brændsler, når energien fra træaffald erstatter vindkraft.



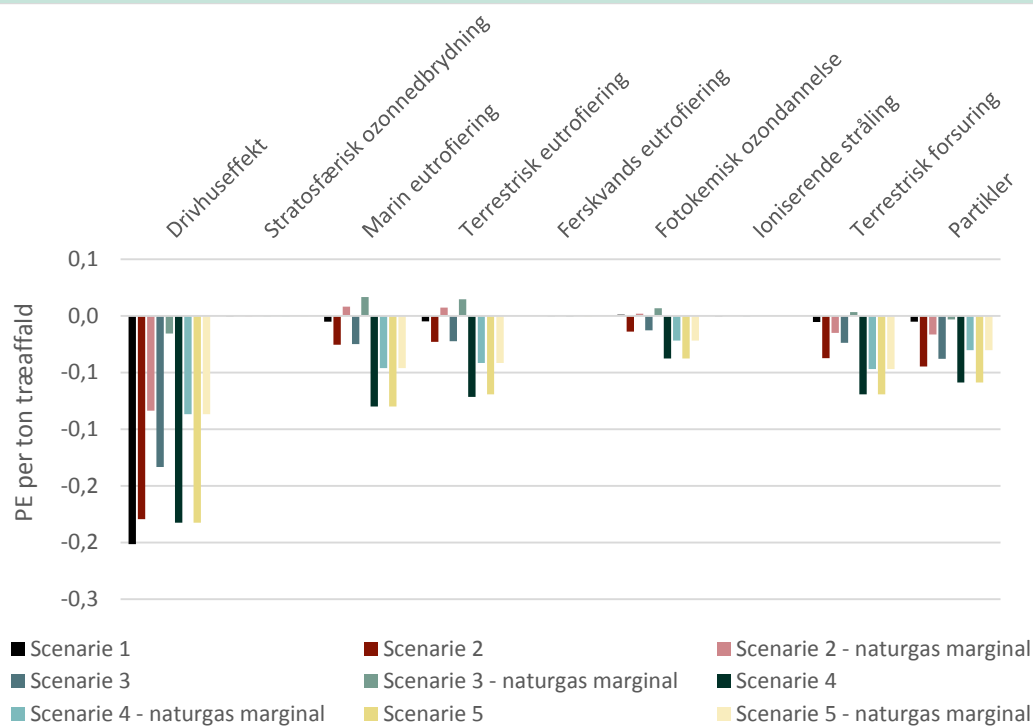
**FIGUR 36**  
SCENARIERNES POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE PÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON IMPRÆGNERET TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN VINDKRAFT ELMARGINAL



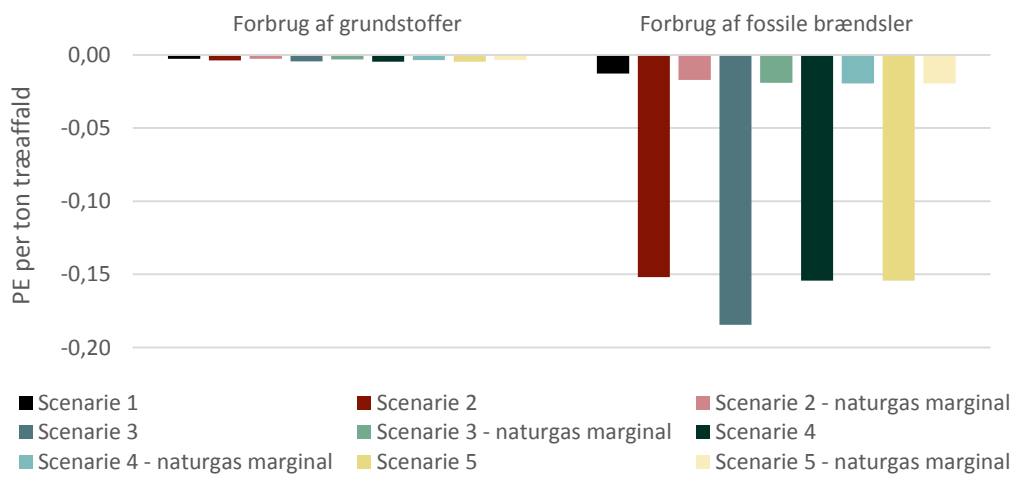
### 7.2.1.3 Marginal el: ren naturgas

Figur 38 viser resultaterne, for de ikke-toksiske kategorier, af at ændre elmarginalen til ren naturgas. Det ses, at miljøbesparelserne reduceres i absolut forstand, men rangordenen imellem scenarierne er generelt uændret. Miljøbesparelserne er lavere end i basisscenarierne, idet der fortrænges mindre fossil CO<sub>2</sub> ved fortrængning af naturgas end ved fortrængning af en kulholdig elmarginal. Især scenarie 3 påvirkes af denne ændring, idet det træfyrede kraftværk er modelleret med en relativt høj elvirkningsgrad på 27 % og ingen fjernvarmeproduktion.

Kigges på forbruget af fossile ressourcer i Figur 39 ses, at besparelserne er tydeligt mindre og at der er mindre forskel imellem ressourcebesparelsen i scenarie 2/3 og scenarie 4/5.



**FIGUR 38**  
SCENARIERNES POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE PÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON IMPRÆGNERET TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN NATURGAS ELMARGINAL



**FIGUR 39**  
SCENARIERNES POTENTIELLE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON IMPRÆGNERET TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN NATURGAS ELMARGINAL

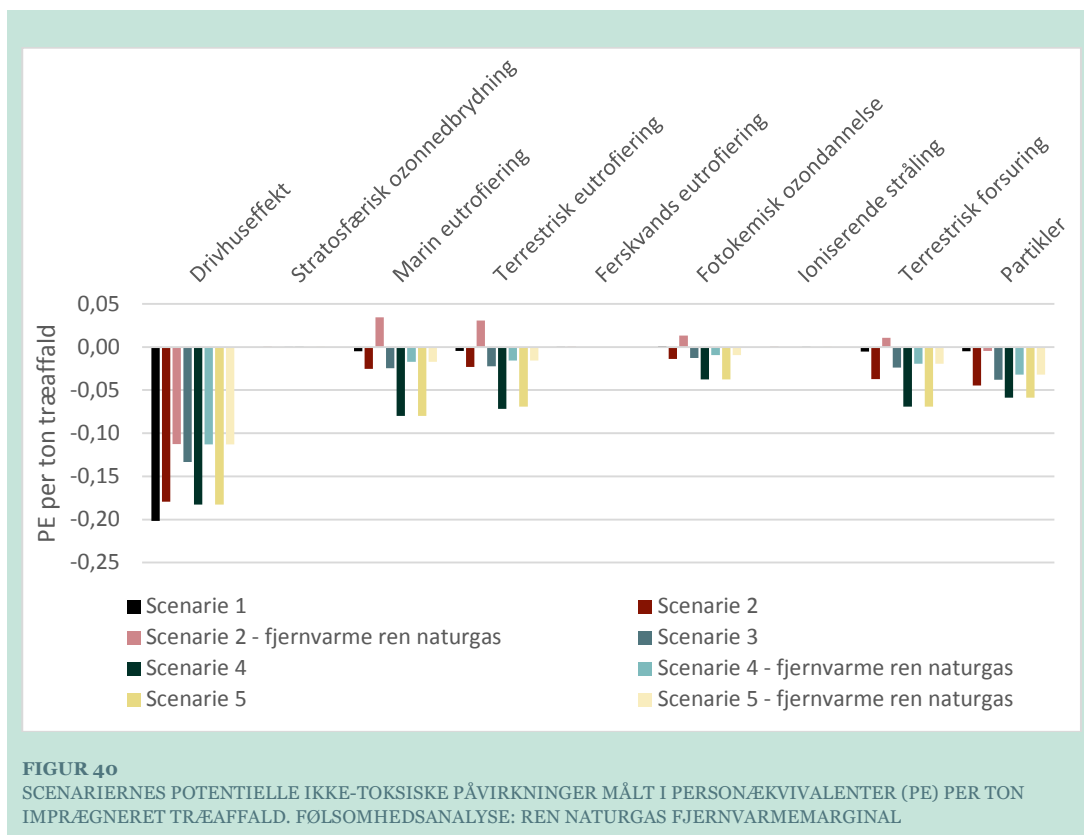
### 7.2.2 Ændring af fjernvarmemarginal til ren naturgas

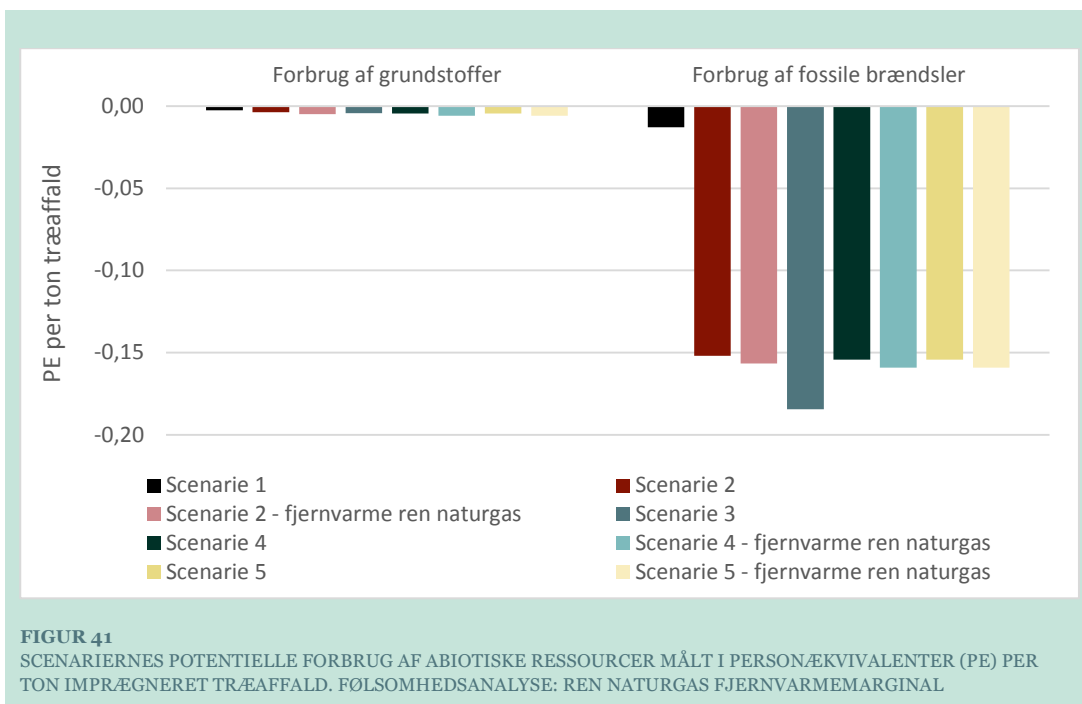
Figur 40 viser resultaterne, for de ikke-toksiske kategorier, af at ændre fjernvarmemarginalen til ren naturgas i scenarie 2 (forgasning), 4 (dedikeret forbrænding i dansk affaldsforbrændingsanlæg) og 5 (medforbrænding i dansk affaldsforbrændingsanlæg).

Det ses, at miljøbesparelserne i kategorien for drivhuseffekt reduceres, når der anvendes ren naturgas som fjernvarmemarginal i stedet for et gennemsnitligt fjernvarmemiks. Ud fra anvendte modeller for de to typer fjernvarmemarginal betyder det, at den undgåede udledning af fossil CO<sub>2</sub> er større under antagelse af gennemsnitlig fjernvarmemarginal sammenlignet med ren naturgas som fjernvarmemarginal. Rangordenen imellem scenarierne i kategorien for drivhuseffekt er dog uændret.

I kategorierne for marin og terrestrisk eutrofiering og fotokemisk ozondannelse ses positive netto-miljøbelastninger ved forgasning. Dette betyder, at de modellerede emissioner fra forgasningsanlægget er større end emissionerne anvendt i datasættet for fjernvarme produceret med naturgas.

Kigges på forbruget af fossile ressourcer i Figur 41 ses en begrænset ændring ift. basissceneriet, som ikke kan forklares ud fra brændslerne i de to typer fjernvarmemarginaler, som sammenlignes.





### 7.2.3 Fjernvarmeproduktion på træfyret kraftværk

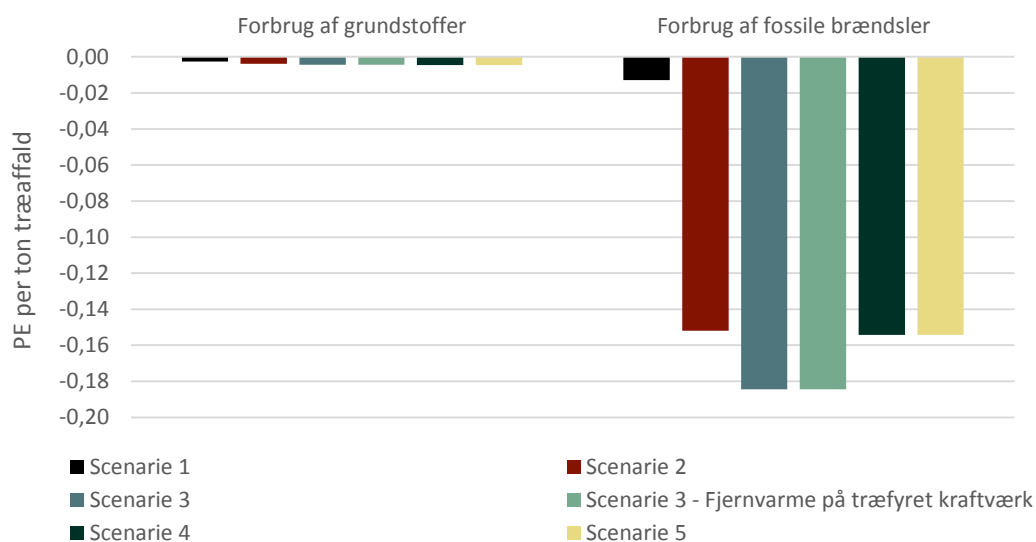
Figur 42 viser resultaterne, for de ikke-toksiske kategorier, når der også produceres fjernvarme på det træfyrede kraftværk i Tyskland, med en varmeeffektivitet på 68 % (dvs. en totalvirkningsgrad på 95 %).

Det ses, at forbrænding af træaffaldet på træfyret kraftværk (scenarie 3) ligger bedre end scenarie 2 og 4-5 i kategorien for drivhuseffekt. Ergo er det afgørende for hvilket behandlingsscenarie der er at foretrække mhp. dets effekter på den globale opvarmning og andre kategorier.

Figur 43 viser at det fossile ressourceforbrug ikke ændrer sig i synlig grad når der også produceres fjernvarme på det træfyrede kraftværk. Grunden til dette er at dansk gennemsnitlig fjernvarme er en blanding af naturgas og forskellige typer af biomasse, så indholdet af fossil energi er begrænset.



**FIGUR 42**  
 SCENARIERNES POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE PÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON IMPRÆGNERET TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: FJERNVARMERPRODUKTION PÅ TRÆFYRET KRAFTVÆRK



**FIGUR 43**  
 SCENARIERNES POTENTIELLE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON IMPRÆGNERET TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: FJERNVARMERPRODUKTION PÅ TRÆFYRET KRAFTVÆRK

#### 7.2.4 Deponering af slagger/bundaske i Danmark i scenarie 4 og 5

Følsomhedsanalysen undersøger de potentielle toksiske miljøpåvirkninger ved deponering af bundaske/slagger, fra forbrænding af imprægneret træaffald på dansk affaldsforbrændingsanlæg, på et dansk deponeringsanlæg. Dette omfatter estimering af udvaskning af krom, kobber og arsen for en 100-årig periode.

Den 100-årige "liquid to solid ratio" (L/S-ratio), der svarer til forholdet imellem perkolat og faststof i et deponeringsanlæg over 100 år, beregnes med følgende ligning (Hjelmar 1990):

$$L/S \text{ (l/kg)} = \frac{P \text{ (m/år)} \times I \text{ (\%)} \times t \text{ (år)}}{h \text{ (m)} \times \rho \text{ (kg/l)}}$$

Her er:

P = årligt nedbør i Danmark (meter per år)

I = infiltrationsrate, dvs. andel af nedbør der filtrerer igennem deponiet (%)

t = tidshorizont (år)

h = højde af deponi (m)

ρ = densitet af bundasken/slaggen (kg per l)

Den årlige nedbør i Danmark, P, sættes typisk til 700 mm, dvs. 0,70 m/år (Butera et al. 2013). Den betragtede tidsperiode, t, er 100 år. Infiltrationsraten i deponiet er cirka 50 % i de første to år og cirka 25 % i de næste 98 år (Butera et al. 2013). Hermed er P x I lig med 0,4 m/år i de første to år og lig med 0,2 m/år i de næste 98 år.

Højden af deponiet sættes til 10 m (Kosson et al. 1996). Den anvendte densitet, ρ, af bundaske fra forbrænding af udelukkende træ er 815 kg/m<sup>3</sup> (Callesen et al. 2004), dvs. 0,815 kg/l.

Ud fra disse værdier er det beregnet, at L/S-ratio de første to år er 0,086 l/kg og at L/S-ratio de næste 98 år er 2,1 l/kg. Den vægtede L/S-ratio over 100 år er således 2,1 l/kg, afrundet 2 l/kg. Det betyder, at udvaskningen af krom, kobber og arsen over 100 år fra deponiet skal beregnes for en L/S-ratio på 2 l/kg.

Der er udført udvaskningstests med slagger fra fuldskala forbrændingsforsøget på RenoSyd I/S. Eluatkoncentrationen fra udvaskningstestene er angivet i Eurofins analyserapport nr. 201006-01. Udvasningstesten er en batchtest i følge DS/EN 12457-1, med en L/S-ratio på 2 l/kg iht. Restproduktbekendtgørelsen (BEK nr. 1672/2016). Tabel 23 i Bilag 1: LCI for nyttiggørelse af bundaske fra træfyret kraftværk viser de udvaskede mængder stof per ton træaffald ved dedikeret forbrænding og medforbrænding på RenoSyd I/S. Disse afspejler en L/S-ratio på 2.

Eurofins analyseresultater for udvaskning er lig med den estimerede L/S-ratio over 100 år, og anvendes derfor som estimat for udvaskning over 100 år.

Tabel 22 viser L/S 2 eluatanalyse fra forbrændningsforsøget og den estimerede udvaskning ved L/S 2 (svarende til 100 år).

Perkolatet sendes til et rensningsanlæg, hvor det antages, at metaller udfældes med ferroklorid og ender i spildevandsslammet. Effektiviteten for rensning af de forskellige stoffer i perkolatet er vist i Tabel 13, og det ses at den varierer for de tre metaller. På basis af effektiviteterne beregnes den endelige udledning til recipient (naturligt overfladevand), også vist i Tabel 22.

Det forudsættes at bundasken/slaggen er inert, og at der ikke forekommer yderligere nedbrydning og gasdannelse under deponering.

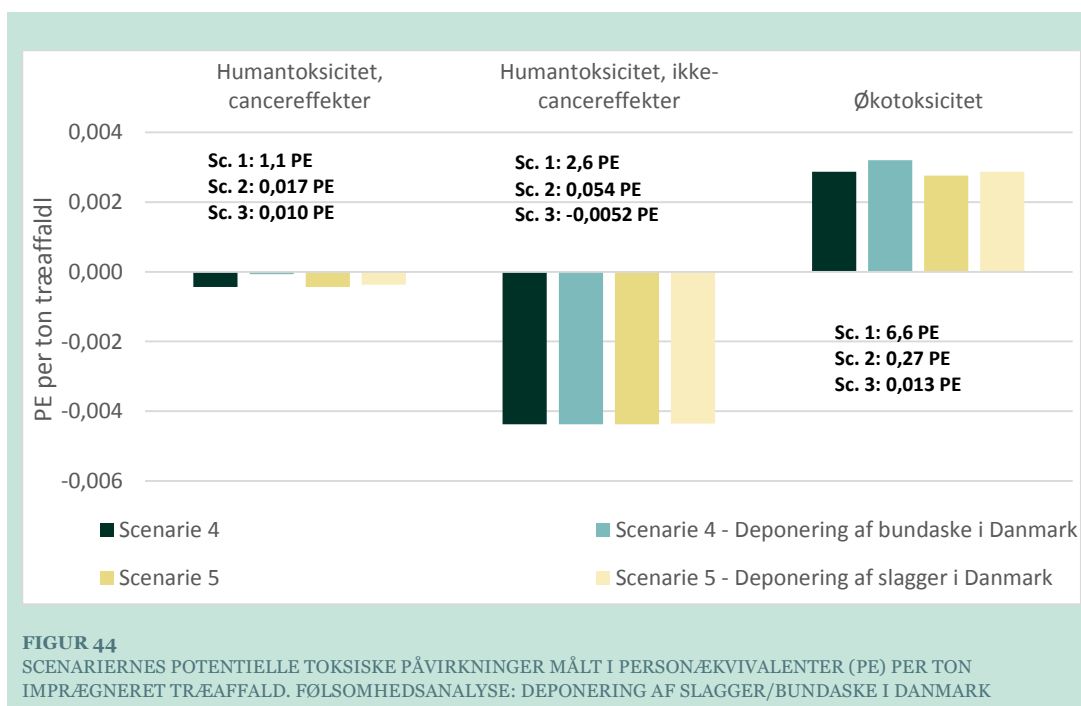
#### TABEL 22



	Udvaskning til perkolat – Dedikeret forbrænding (mg/kg)	Udvaskning til perkolat – Medforbrænding (mg/kg)	Udledning til recipient – Dedikeret forbrænding (mg/kg)	Udledning til recipient – Medforbrænding (mg/kg)
Krom total	0,71	0,12	0,080	0,013
Kobber total	0,72	0,10	0,014	0,0020
Arsen total	0,016	0,056	0,014	0,049

Figur 44 viser de toksiske resultater af følsomhedsanalysen. Da de toksiske resultater fra forgasning, deponering og forbrænding på træfyret kraftværk (basisscenarie 1, 2 og 3) er relativt høje er deres værdier vist som tekst for at gøre det muligt at se små ændringer i de toksiske påvirkninger fra scenarie 4 og 5 (medforbrænding og dedikeret forbrænding). I scenarie 4 ses en lavere toksisk besparelse mht. cancerrisikoen, når slaggen deponeres i Danmark fremfor i en tysk saltmine. Der ses en øget økotoksisk belastning, men ingen ændring mht. ikke-cancerrisikoen. Samme mønster ses i scenarie 5.

Følsomhedsanalysen viser, at der forekommer en mindre cancer-toksisk og en større økotoksisk belastning ved deponering i Danmark. Den øgede økotoksiske belastning skyldes den modellerede udvaskning af krom, kobber og arsen. Ændringerne er dog relativt små og de estimerede bidrag til de toksiske belastninger fra scenarie 4 og 5 er stadig mindre end i de andre behandlingsscenarier. Således er rangeringen af scenarierne uændret.



FIGUR 44  
SCENARIERNES POTENTIELLE TOKSISKE PÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON IMPRÆGNERET TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: DEPONERING AF SLAGGER/BUNDASKE I DANMARK

### 7.3 Konklusion på baggrund af følsomhedsanalyser

Gennem følsomhedsanalyserne er LCA'ens robusthed over for ændringer i udvalgte forudsætninger blevet belyst. Med robusthed menes om scenariernes indbyrdes rangering ændrede sig som følge af ændring af forudsætningerne. Det følgende opsummerer konklusionerne fra følsomhedsanalysen:

- Når marginal el blev ændret til ren kul forblev rangordenen imellem scenarierne generelt uændret. Der opnåedes en større miljøbesparelse for drivhuseffekt og de andre energirelaterede kategorier. Scenarie 1 (deponering) er uberørt af denne analyse.
- Når marginal el blev ændret til ren vind sås et betydeligt fald i miljøbesparelser for drivhuseffekt og de andre energirelaterede kategorier. Scenarie 3 (forbrænding på træfyret kraftværk) medfører nu mindre drivhuseffektbesparelser end scenarie 4 og 5 (forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg). Der ses et fald i de fossile ressourcebesparelser. Scenarie 1 (deponering) er uberørt af denne analyse.
- Når marginal el blev ændret til ren naturgas sås et betydeligt fald i miljøbesparelser for drivhuseffekt og de andre energirelaterede kategorier. Scenarie 3 (forbrænding på træfyret kraftværk) medfører nu mindre drivhuseffektbesparelser end scenarie 4 og 5 (forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg). Der ses et fald i de fossile ressourcebesparelser. Scenarie 1 (deponering) er uberørt af denne analyse.
- Når fjernvarmemarginalen blev ændret til ren naturgas, i stedet for gennemsnitlig brændsel reduceredes miljøbesparelsen i kategorien for drivhuseffekt. Rangordenen imellem scenarierne er generelt uændret. I kategorierne for marin og terrestrisk eutrofiering og fotokemisk ozondannelse ses nu positive netto-miljøbelastninger ved forgasning. Scenarie 1 (deponering) og 3 (træfyret kraftværk) er uberørte af denne analyse.
- Når der både produceres fjernvarme og elektricitet, fremfor udelukkende elektricitet, på det træfyrede kraftværk i Tyskland (scenarie 3) overstiger miljøbesparelserne i drivhuseffekt og andre energirelaterede kategorier scenarie 3, 4 og 5. Forbruget af fossile ressourcer ændres ikke væsentligt.
- Når det antages, at slagge/bundskae fra scenarie 4/5 (medforbrænding/dedikeret forbrænding) deponeres i et dansk deponeringsanlæg, sker der en stigning i økotoksiske belastninger i de to scenarier. Rangordenen er dog uændret, dvs. scenarie 1 (deponering) udviser stadig de største toksiske belastninger.

# 8. Overordnede konklusioner

De potentielle miljøpåvirkninger i en række ikke-toksiske og toksiske kategorier samt kategorier for abiotisk ressourceforbrug blev vurderet for seks forskellige scenarier for behandling af imprægneret træaffald: Nuværende situation for behandling af imprægneret træaffald (scenarie 0); Deponering af imprægneret træaffald (scenarie 1); Forgasning af imprægneret træaffald (scenarie 2); Forbrænding af imprægneret træaffald på tysk træfyret kraftværk (scenarie 3); Dedikeret forbrænding af imprægneret træaffald på dansk affaldsforbrændingsanlæg (scenarie 4); Medforbrænding af imprægneret træaffald på dansk affaldsforbrændingsanlæg (scenarie 5).

Af mangel på specifikke data bygger konklusionerne delvis på nogle væsentlige estimeringer og antagelser vedrørende energimarginaler, sorteringseffektiviteter, virkningsgrader på de termiske anlæg og emissioner, herunder fordelingen af krom, kobber og arsen til luft, vand og fast stof.

Overordnet kan det konkluderes, at forgasning og forbrænding på dansk affaldsforbrændingsanlæg giver de største potentielle miljøbesparelser, især i drivhuseffekt og andre energirelaterede påvirkningskategorier, herunder forbrug af fossile ressourcer. Dog medfører alle de inkluderede typer termisk behandling potentielle miljøbesparelser, da træaffaldets energiindhold udnyttes og erstatter produktion af marginal, fossilholdig energi. Miljøbesparelserne afhænger af anlæggenes energieffektiviteter, det samme gælder niveauet for røggasreningsning på anlæggene. Når imprægneret træaffald gennemgår en termisk behandling ender størstedelen af krom, kobber og arsenen fra træet i askerestprodukterne. Askeresterne skal formentlig klassificeres som farligt affald, men det vil være en vurderingssag om asken kan nyttiggøres eller skal deponeres, især ved medforbrænding af imprægneret træaffald (scenarie 5).

Når imprægneret træaffald deponeres forventes en meget langsom nedbrydning og dermed vil en del af træet være lagret i mere end 100 år, og denne kulstoflagring er i LCA'en anset at udgøre en besparelse i drivhusgasudledning. Besparelsen i drivhuseffekt svarer i størrelsesorden til besparelsen i drivhuseffekt i de andre scenarier. Dog fører udvaskning af krom, kobber og arsen fra det deponerede træaffald (baseret på estimater i LCA'en) til større human- og økotoksiske belastninger end i de andre scenarier, især scenarie 2, 4 og 5. Ved en "worst case" betragtning for udvaskning af arsen fra bundasken i scenarie 3 forventes dog, at bidraget fra scenarie 3 til ikke-cancer- og økotoksiske effekter er omkring samme niveau som i scenarie 1. Således afhænger de toksiske påvirkninger i særdeleshed af udvaskningen af arsen.

Resultaterne for de termiske behandlingsscenarier er i høj grad afhængige af baggrundsmodelleringen af marginal energi. Så længe den marginale energi er fossilholdig, fx indeholdende kul som i denne LCA, vil energiproduktionen med træaffald føre til besparelser i udledning af fossil CO<sub>2</sub> (så længe at anlæggenes energiforbrug ikke overstiger besparelserne).

De udførte følsomhedsanalyser viste, at scenariernes rangorden er robust over for ændring af elmarginalen til ren kulbaseret marginal og fjernvarmemarginalen til ren naturgas. Det tyske træfyrede kraftværk er mere følsomt over for valget af elmarginal, idet det er antaget at der kun produceres elektricitet på det træfyrede kraftværk og ikke også fjernvarme, som på de andre anlæg. Scenariernes rangorden er således ikke robust over for produktion af fjernvarme på træfyret kraftværk. Deponering af træaffald medfører de største toksiske belastninger, også når det i en følsomhedsanalyse antages, at slaggen/bundasken fra affaldsforbrændingsanlægget (scenarie 4/5) deponeres i Danmark fremfor i en tysk saltmine.

# Referencer

Andersson, M. & Quistgaard, N. (2002) Håndtering af imprægneret træaffald. Arbejdsrapport nr. 38, Miljøstyrelsen.

Astrup, T., Riber, C. & Juul Pedersen, A. (2011a) Incinerator performance: effects of changes in waste input and furnace operation on air emissions and residues. *Waste Management and Research*, 29:57.

Astrup, T., Dall, O. & Wenzel, H. (2011b) Fastlæggelse af energidata til brug i CO<sub>2</sub>-opgørelser. Energinotat til DAKOFA.

AV Miljø (2013) Årsrapport 2013, 1. udgave.

Blok, K. Huijbregts, M. Roes, L. van Haaster, B., Patel, M., Hertwich, E., Wood, R., Hauschild, M. Z., Sellke, P., Antunes, P., Hellweg, S., Citroth, A., Harmelink, M. (2013) Development and application of a standardized methodology for the PROspective SUstaInability assessment of Technologies. Report prepared within the EC 7th Framework Project, n<sup>o</sup>: 227078.

Bojsen, K. og Skovrider-Ruminski, L. (2014) Personlig korrespondance med Kirsten Bojsen og Line Skovrider-Ruminski, Vestforbrænding.

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

Butera, S., Birgisdottir, H. & F. Astrup, T. (2013) Life cycle assessment of Danish concrete waste recycled in road base applications. *Proceedings Sardinia 2013, 14<sup>th</sup> International Waste Management and Landfill Symposium*, 30 September – 4 October 2013.

Callesen I., Skov S. og Heding N. (2004) Recirkulering af aske i skov – tekniske, økonomiske og økologiske aspekter. Arbejdsrapport Skov & Landskab nr. 7-2004, Københavns Universitet.

Christensen, B. H., Cramer, J., Christiansen, K., Poulsen, P. B. & Hu, G. (2013) Opdatering af videngrundlaget om teknologier til behandling af CCA-imprægneret træaffald. Miljøprojekt nr. 1487, Miljøstyrelsen.

Christensen, T. H., Gentil, E., Boldrin, A., Larsen, A. W., Weidema, B. P. & Hasuchild, 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.

Christiansen, H.F & Skøtt, T. (2007) Biomasse kraftvarmeanlæg – status for 2005. Energistyrelsens opfølgingsprogram for decentral kraftvarme på faste biobrændsler.

Clavreul, J., Baumesiter, H., Christensen, T.H., Damgaard, A. (2014) EASETECH – an Environmental Assessment System for Environmental TECHnologies. *Environmental Modeling & Software*. In press, 1 – 29.

COWI (2010) Genanvendelse af træaffald versus forbrænding - Notat. Udarbejdet af COWI for Amagerforbrænding.

DAKOFA (2014) Portal for behandlingsteknologier/imprægneret træ.

Tilgængelig oktober 2014 på hjemmeside:

[http://www.dakofa.dk/Portaler/teknologier/imp\\_trae/nyttig\\_forbraend/udlandet/Lists/Blogmeddelelser/Post.aspx?ID=2](http://www.dakofa.dk/Portaler/teknologier/imp_trae/nyttig_forbraend/udlandet/Lists/Blogmeddelelser/Post.aspx?ID=2)

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.

De Wit, J. (ukendt år) Forgasning af biomasse. Dansk Gasteknisk Center a/s.

Ecoinvent. Swiss Centre for Life Cycle Inventories (2007) ecoinvent database V.2.2 og 3.0. Tilgået oktober 2013, [www.ecoinvent.com/](http://www.ecoinvent.com/)

Energistyrelsen (2005) Basisfremskrivning af el- og fjernvarmeproduktion 2005-2025. Teknisk baggrundsrapport til Energistrategi 2025.

Energistyrelsen (2011) Forudsætninger for samfunds- økonomiske analyser på energiområdet.

Energistyrelsen (2012a) Teknologikataloget for el, fjernvarme, lagring og konvertering.

Energistyrelsen (2012b) Technology data for Energy Plants – Generation of Electricity and District Heating, Energy Storage and Energy Carrier Generation and Conversion. Section: 83 Gasifier, Biomass, Updraft.

Energistyrelsen (2014) NOTAT – Standardfaktorer for brændværdier og CO<sub>2</sub>-emissioner.

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

Gori, M., Bergfeldt, B., Pfrang-Stotz, G., Reichelt, J. og Sirini, P. (2011) Effect of short-term natural weathering on MSWI and wood waste bottom ash leaching behaviour. *Journal of Hazardous Materials*, 189 (2011) 435-443.

Hansen, V., Cramer, J., Hasler, B., Larsen, A. & Bruun Poulsen, P. (2008) Miljø- og samfundsøkonomisk analyse af indsamling og behandling af imprægneret affaldstræ. Miljøprojekt nr. 1208, Miljøstyrelsen.

Hauschild, M. Z., Joliet, O., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., 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.

Henriksen, U. (2010) Termisk forgasning af biomasse, Del 1. Kursus om energiproduktion fra biomasse, 16. marts 2010, Risø DTU.

Hjelmar, O. (1990) Leachate from land disposal of coal fly ash. *Waste Management & Research* (1990) 8, 429-449.

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

Jambeck, J., Townsend, T. & Solo-Gabriele, H. (2006) Leaching of chromated copper arsenate (CCA)-treated wood in a simulated monofill and its potential impacts to landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials A135*, 21-31.

Jambeck, J., Weitz, K., Solo-Gabriele, H., Townsend, T. & Thorneloe, S. (2007) CCA-treated wood disposed in landfills and life-cycle trade-offs with waste-to-energy and MSW landfill disposal. *Waste Management 27*, S21-28.

Jambeck, J., Townsend, T. & Solo-Gabriele, H. (2008) Landfill Disposal of CCA-treated Wood with Construction and Demolition (C&D) Debris: Arsenic, Chromium and Copper Concentrations in Leachate. *Environmental Science & Technology 42*, 5740-5745.

Jensen, A. (2014a) Personlig korrespondance med Anders Jensen, Novopan Træindustri A/S

Jensen, K. (2014b) Personlig samtale med Kim Jensen, Harboøre Varmeværk A.m.b.a.

JRC (2011) Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context - based on existing environmental impact assessment models and factors. ILCD Handbook, International Reference Life Cycle Data System. Published by the European Commission, Joint Research Centre.

Jørgensen, L., Wittrup Hansen, M. & Cramer, J. (2008) Trinopdelt forgasning af imprægneret affaldstræ. Miljøprojekt nr. 1186, Miljøstyrelsen.

Karlström, D. (2014) Personlig korrespondance med Daniel Karlström, IQR Solutions.

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.

Kosson, D. S., van der Sloot, H. A., Eighmy, T. T. (1996) An approach for estimation of contaminant release during utilization and disposal of municipal waste combustion residues. *Journal of Hazardous Materials 47* (1996) 43-75.

LIPASTO (2013) LIPASTO – emission calculation system, VTT Technical Research Centre of Finland. Website. [online], tilgæet 6. oktober 2014.

Mercer, T. G. & Frostick, L. E. (2012) Leaching characteristics of CCA-treated wood waste: A UK study. *Science of the Total Environment*, Vol. 427-428, pp. 165-174.

Miljøstyrelsen (2001) Luftvejledningen – Begrænsning af luftforurening fra virksomheder. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2, 2001.

Munoz, I., Rigarlsford, G., Mila, L. & King, H. (2013) Accounting for greenhouse gas emissions from the degradation of chemicals in the environment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18:252-262.

MVV Energie (2014) Virksomhedshjemmeside, beskrivelse af anlægget BMKW Mannheim. Tilgængelig 13.10.2014: <https://www.mvv-energie.de>

Møller, J., Fruergaard, T., Riber, C., Astrup, T. og Christensen, T. H. (2008) Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer.

Møller, J., Damgaard, A., Brogaard, L. K.-S., & Astrup, T. F. (2014) Livscyklusvurdering af behandling af deponeret shredderaffald. Miljøprojekt Nr. [In press], Miljøstyrelsen.

Rasmussen, E. (2008) Nyttiggørelse af trykimprægneret træ ved metalekstraktion. Miljøprojekt nr. 1207, Miljøstyrelsen.

Regeringen (2013) Danmark uden affald – genanvend mere, forbrænd mindre. Regeringens ressourcestrategi, 2013.

Reinholdt Jensen, F. (2014) Personlig korrespondance med Finn Reinholdt Jensen, AV Miljø

Riber, C., Petersen, C., Christensen, T.H. (2008) Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *J. Waste Management* 29 (2009) 1251-1257.

Rosenbaum, R. K., Bachmann, T. M., Gold, L. S., Huijbregts, M. A. J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H. F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T. E., Payet, J., Schuhmacher, M., Meent, D., Hauschild, M. Z. (2008) USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterization factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International journal for life cycle assessment*.

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.

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

Townsend, T. G., Solo-Gabriele, H. M., Messick, B., Calitu, V. (2001) Characteristics of chromated copper arsenate-treated wood ash. *Journal of Hazardous Materials B89* (2002) 213-232.

Vestervang, S. & Dahl, F. (2008) Behandling og oparbejdning af aske fra CCA-imprægneret træ. Miljøprojekt nr. 1184, Miljøstyrelsen.

Vestervang, S. & Nørholm, N. D. (2008) Pyrolyse af CCA-imprægneret træ. Miljøprojekt nr. 1185, Miljøstyrelsen.

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.

## Bilag 1: LCI for nyttiggørelse af bundaske fra træfyret kraftværk

Denne LCI beskriver nyttiggørelse af bundaske fra forbrænding af imprægneret træaffald på tysk træfyret kraftværk (scenarie 3). Det antages, at slaggen nyttiggøres som vejmateriale i en vej med belægning og herved erstatter naturligt grus. Udvaskningen fra bundasken/slaggen samt den undgåede udvaskning fra substitueret naturligt grus skal kvantificeres.

Der er udført udvaskningstests med slagger fra fuldskala forbrændingsforsøget på RenoSyd I/S. Eluatkoncentrationen fra udvaskningstestene er angivet i Eurofins analyserapport nr. 201006-01. Udvaskningstesten er en batchtest i følge DS/EN 12457-1, med en L/S-ratio på 2 l/kg iht. Restproduktbekendtgørelsen (BEK nr. 1672/2016).

Tabel 23 viser udvaskede mængder stof per ton træaffald indfyret i affaldsforbrændingsanlægget. Eluatkoncentrationer, angivet som mg/l i analyserapport nr. 201006-01, er omregnet til udvaskede mængder stof per ton træaffald ved at gange eluatkoncentrationerne med L/S 2 l/kg. Udvaskede mængder stof per ton træaffald er vist i Tabel 23 for dedikeret forbrændings- og medforbrændingsforsøg.

Det skal bemærkes, at måledata repræsenterer ubehandlet slagge, dvs. slagge der ikke er sigtet, og heller ikke modnet. Normalt vil slaggen ligge 2-3 måneder forud for en prøvetagning til eluat-analyse, hvilket ikke er gjort i forsøget med forbrænding på RenoSyd A/S. Resultaterne skal derfor betragtes som "worst case", da den binding af slaggens tungmetaller, der sker i modningsprocessen, ikke har fundet sted, og udvaskningen af tungmetaller dermed er højere end fra modnet slagge.

**TABEL 23 DATA FRA UDVASKNINGSFORSØG MED SLAGGER FRA FULDSKALA FORBRÆDINGSFORSØG PÅ RENOSYD I/S. DATA SVARER TIL L/S 2 JF. EUROFINS ANALYSERAPPORT**

	Dedikeret forbrænding (mg/kg)	Medforbrænding (mg/kg)
As	0,016	0,056
Pb	0,23	0,044
Cr total	0,71	0,12
Cu	0,72	0,10
Zn	0,27	0,056
Se	0,0020	0,022

Det imprægnerede træaffald blandes med anden træaffald i det træfyrede kraftværk. Derfor vurderes eluatkoncentrationerne fra forsøget med dedikeret forbrænding bedst at repræsentere scenariet, og dermed bruges data for medforbrænding i Tabel 23 ikke.

### *Beregning af L/S-ratio for nyttiggørelse i en 100-årig periode*

Den akkumulerede udvaskning af tungmetaller fra slaggen skal estimeres for en 100-årig periode. Ved beregning af en L/S-ratio svarende til forholdet imellem eluat og faststof over en 100-årig periode kan udvaskningstestens resultater ovenfor "oversættes" til den grad af udvaskning, der forventes at ske fra vej materialet over en 100-årig periode.

L/S-ratio for en 100-årig periode beregnes med følgende ligning:

$$L/S \text{ (l/kg)} = \frac{P \text{ (m/år)} \times I \text{ (\%)} \times t \text{ (år)}}{h \text{ (m)} \times \rho \text{ (kg/l)}}$$

Her er:



P = årligt nedbør i Danmark (meter per år)  
 I = infiltrationsrate, dvs. andel af nedbør der filtrerer igennem vejen (%)  
 t = tidshorizont (år)  
 h = højde af vejmateriale (m)  
 $\rho$  = densitet af bundasken (kg per l)

Det årlige nedbør, P, sættes typisk til 700 mm, dvs. 0,70 m/år (Butera et al. 2013). Den betragtede tidsperiode, t, er 100 år. Infiltrationsraten igennem en vej er omkring 10 % (Butera et al. 2013). Den mængde nedbør der rent faktisk filtrerer ned i vejen,  $P \times I$ , er 0,07 m/år.

Højden af vej materialet sættes til 0,37 m (Butera et al. 2013). Den anvendte densitet,  $\rho$ , af bundaske fra forbrænding af udelukkende træ er 815 kg/m<sup>3</sup> (Callesen et al. 2004), dvs. 0,815 kg/l.

Ud fra disse værdier er det beregnet, at L/S-ratio for en 100-årig periode er 23 l/kg. Det betyder, at udvaskningen af tungmetaller skal estimeres for en L/S-ratio på 23 l/kg. Denne L/S-ratio er 11,6 gange større end udvaskningstestens L/S-ratio på 2 l/kg.

#### Estimering af udvaskning over en 100-årig periode

En L/S-ratio på 2 afspejler knap 1/12 af den samlede periode på 100 år. Der er ikke foretaget udvaskningstests med højere L/S-ratioer ifm. fuldskala forbrændingsforsøget, og der kan ikke antages en lineær udvaskning, idet udvaskningen typisk aftager over tid. For at kunne ekstrapolere til en L/S-ratio på 23 l/kg anvendes udvaskningsdata fra Gori et al. (2011).

Gori et al. (2011) har udført udvaskningsforsøg med bundaske fra forbrænding af træaffald på tysk træfyret kraftværk. Træaffaldet (betegnet B1) er enten ubehandlet eller behandlet med lim, maling eller coating. Udvasningsforsøgene spænder fra L/S 2 til L/S 10. På figur 3 i Gori et al. (2011) ses, at den akkumulerede udvaskning stiger mest indtil L/S 2 og at stigningen fra L/S 2 til L/S 10 er tydeligt aftaget. Graferne på figur 3 er anvendt som grundlag for ekstrapolering af udvaskningen til L/S på 23 l/kg (100 år). Ekstrapoleringen er foretaget individuelt per stof, da udvaskningsgraden er forskellig. Gori et al. (2011) har kun målt på bly, kobber, krom og zink, så det er ikke muligt at ekstrapolere for arsen og selen, hvilke dermed udelades. Ekstrapoleringen er foretaget ved at aflæse koncentrationen ved L/S 2 og L/S 10, og beregne forholdet imellem de to. Udvasningen ved L/S 23 er estimeret ved at gå ud fra Eurofins eluatanalyse for L/S 2, og antage at forholdet imellem L/S 2 og L/S 23 er det samme som forholdet imellem L/S 2 og L/S 10 i Gori et al. (2011). Den underliggende antagelse er, at der ikke sker nogen signifikant yderligere udvaskning imellem L/S10 og L/S 23, hvilket er en relativt grov antagelse.

Tabel 24 viser L/S 2 eluatanalyse fra forbrændingsforsøget og den estimerede udvaskning ved L/S 23 (svarende til 100 år). Udlodning af krom er antaget at være i den giftige form, Cr(VI).

**TABEL 24 L/S 2 ELUATANALYSE FRA FORBRÆNDINGSFORSØG OG ESTIMERET UDVASKNING FOR 100 ÅR (L/S 23)**

	C1(LS10) / C2(LS2) (Gori et al. 2011)	Måledata (LS2)	Estimat for 100 år
Pb (mg/kg)	1,6	0,23	0,37
Cr (mg/kg)	3,5	0,71	2,5
Cu (mg/kg)	1,6	0,72	1,2
Zn (mg/kg)	1,3	0,27	0,35

Tabel 25 repræsenterer miljøbesparelser i form af undgåede emissioner til overfladevand, når naturligt stabilgrus substitueres af bundaske, fra afbrænding af affaldstræ, som vejmateriale (EASETECH-datasæt: "Leaching fra grus").

TABEL 25 UNDGÅET UDVASKNING VED SUBSTITUERING AF NATURLIGT STABILGRUS SOM VEJMATERIALE. UDVASKNING FOREGÅR TIL OVERFLADEVAND

<b>Stof</b>	<b>Undgået udvaskning (mg per kg grus)</b>
Cr VI	0,0149
Cu	0,00221
Bly, Pb	0,00114
Zink, Zn, ion	0,00907

## Bilag 2: LCI for marginal el og fjernvarme

### Elektricitet

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

### *Teknologi*

Produktionen af 1 kWh elektricitet er beregnet som et gennemsnit af syv danske værker (seks kraftvarmeværker og et kraftværk der kun producerer elektricitet). Disse værker blev identificeret som de værker der kan regulere elproduktionen som følge af efterspørgsel på elmarkedet, dvs. de er identificeret som de "marginale" værker.

### *Input*

Kul (primært) og fuelolie.

### *Output*

1 kWh elektricitet forsynet til forbrugere. Livscyklusopgørelsen inkluderer 2 % tab i distribueringen, hvilket er inkluderet i scenarierne for behandling af imprægneret træ.

### *Proces*

Kul og fuelolie anvendes til energiproduktion. Livscyklusopgørelsen inkluderer luftemissioner såvel som faste restprodukter fra forbrændingsprocessen. Minedrift, bearbejdning og transport af kul og olie er også inkluderet.

Den marginale el er ren kulbaseret frem til år 2020 og 50:50 kul:vind fra 2020 til 2030. Livscyklusopgørelsen for marginal elproduktion med vind inkluderer en række input-outputs, som vil være for lang til at vise her. Livscyklusopgørelsen for kulkraftproduktionen er vist i tabellen nedenfor.

**TABEL 26 LCI FOR MARGINAL ELPRODUKTION I DANMARK (PRODUKTION AF 1 KWH). DATASÆTTET "MARGINAL ELECTRICITY CONSUMPTION INCL. FUEL PRODUCTION, COAL, ENERGY QUALITY, DK, KWH, 2006"**

<b>Parameter</b>	<b>Recipient</b>	<b>Enhed</b>	<b>Mængde</b>
Arsen	Luft	Kg	4,56E-9
Cadmium	Luft	Kg	3,52E-10
CO <sub>2</sub> , fossil	Luft	Kg	0,916
CO, fossil	Luft	Kg	9,87E-5
Krom	Luft	Kg	6,61E-9
Kobber	Luft	Kg	4,43E-9
Bly	Luft	Kg	6,73E-9
Kviksølv	Luft	Kg	9,21E-9
Methan	Luft	Kg	1,29E-5
Nikkel	Luft	Kg	9,50E-9
NO <sub>x</sub>	Luft	Kg	0,661E-3
N <sub>2</sub> O	Luft	Kg	8,05E-6
NMVOC	Luft	Kg	1,29E-5
PM <sub>10</sub>	Luft	Kg	3,48E-5
Selen	Luft	Kg	6,25E-8
SO <sub>2</sub>	Luft	Kg	0,221E-3
Zink	Luft	Kg	1,40E-8
<b>Input</b>			

Olie (kg)		kg	0,00493
Kul (kg)		kg	0,394

#### Lokation

Danmark

#### År

2006

#### Datakilder

Datakilden er en undersøgelse udført af Energinet.dk og Dansk Standard. Undersøgelsens formål er at generere miljøvaredeklaration af den danske elproduktion, som er påvirket af markedsefterspørgsel, dermed ikke for en gennemsnitlig kWh. Data er sidenhen opdateret fra 2005 til 2006. Emissioner af tungmetaller er middelværdier fra tre danske kraftvarmeværker (Grønt regnskab 2006 for Esbjerg, Asnæs (linje 2 + 5) og Stignæs<sup>7</sup>).

#### Datakvalitet

Data var indsamlet som middelværdier af syv danske installationer, men tilpasset så kul var den dominerende brændsel. Dette skyldes, at kul er den type brændsel, der primært vil blive påvirket når anlægget reagerer på markedsefterspørgsel<sup>8</sup>. Emissioner af tungmetaller er baseret på tre kraftvarmeværker og vurderes at være relativt veldokumenteret.

#### Note

Elektricitet er produceret på seks kraftvarmeværker og et kraftværk. For de seks kraftvarmeværker er ressourceforbrug, affald, emissioner, m.m. allokeret imellem elektricitet og varme. Allokeringen er foretaget på basis af energikvalitet, hvilken er en metode der allokerer en relativt høj andel til produktion af elektricitet frem for varme. Emissioner af tungmetaller var allokeret på samme vis.

Livscyklusopgørelse og dokumentation af elproduktion med vindkraft "NEEDS 2025, electricity, a offshore wind park, 752 MW, DK".

#### Fjernvarme

Livscyklusopgørelse og dokumentation af 1 kWh marginal dansk fjernvarme "District Heating, marginal average, (DK), kWh, 2012" fra EASETECH database. Den marginale fjernvarme i Danmark (anset som repræsentativ for Tyskland, når der i følsomhedsanalysen medtages fjernvarmeproduktion på værket i Tyskland) er gennemsnitlig fjernvarme frem til år 2030. Livscyklusopgørelsen for fjernvarmeproduktionen er vist i tabellen nedenfor.

**TABEL 27 LCI OVER EMISSIONER TIL LUFT FOR MARGINAL FJERNVARMEPRODUKTION I DANMARK (PRODUKTION AF 1 KWH). DATASÆTTET "DISTRICT HEATING, MARGINAL AVERAGE, (DK), KWH, 2012".**

Parameter	Recipient	Enhed	Emission
Methan, fossil	Luft	Kg	0,175E-3
CO <sub>2</sub> , fossil	Luft	Kg	0,150
N <sub>2</sub> O	Luft	Kg	5,76E-6
SO <sub>2</sub>	Luft	Kg	0,283E-3
NO <sub>x</sub>	Luft	kg	0,407E-3

Livscyklusopgørelsen var udviklet af Energistyrelsen (2012): "Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser i energisektoren", som beskrevet i Jakobsen et al. (2013), side 79-

<sup>7</sup> Esbjerg; Esbjergværket. Grønt regnskab 2006; Asnæs: Asnæsværket. Grønt regnskab 2006; Stignæs: Stignæsværket. Grønt regnskab 2006.

<sup>8</sup> Notat om deklaration af fremtidigt elforbrug, Energinet.dk, Danmark.

80. Komposition af brændslet er 22 % træ, 21 % naturgas, 20 % affald, 16 % kul, 8 % halm, 7 % olie og 5 % biogas.

### Bilag 3: Karakteriserede potentielle miljøpåvirkninger

De karakteriserede påvirkninger er vist i tabellen nedenfor. De udtrykker gennemsnitlige påvirkninger over perioden 2014-2030.

TABEL 28 SCENARIERNES KARAKTERISEREDE POTENTIELLE PÅVIRKNINGER

	Enhed	Sc. 0	Sc. 1	Sc. 2	Sc. 3	Sc. 4	Sc. 5
<b>Drivhuseffekt</b>	kg CO <sub>2</sub> -ækv. <sup>1</sup>	-938	-1632	-1450	-1090	-1480	-1480
<b>Stratosfærisk ozonnedbrydning</b>	kg CFC11-ækv.	-1,3E-6	-3,1E-9	6,4E-8	-1,4E-6	5,3E-8	5,3E-8
<b>Marin eutrofiering</b>	kg N-ækv.	-0,22	-0,047	9,3E-7	-0,23	-0,75	-0,75
<b>Terrestrisk eutrofiering</b>	AE	-2,5	-0,54	6,0E-5	-2,6	-8,2	-8,2
<b>Ferskvands eutrofiering</b>	kg P-ækv.	-2,3E-6	2,9E-6	1,2E-1	-2,7E-6	-2,4E-6	-2,4E-6
<b>Fotokemisk ozondannelse</b>	kg NMVOC <sup>2</sup>	-0,68	0,062	-0,78	-0,74	-2,1	-2,1
<b>Ioniserende stråling</b>	kg U235-ækv.	0,040	-0,011	-3,4E-7	-0,043	0,088	0,088
<b>Terrestrisk forsurening</b>	AE	-1,1	-0,26	-0,24	-1,2	-3,4	-3,4
<b>Partikler</b>	kg PM2.5-ækv.	-0,099	-0,014	182	-0,11	-0,16	-0,16
<b>Forbrug af abiotiske ressourcer, grundstoffer</b>	kg Sb-ækv.	-1,6E-4	-9,0E-5	-9480	-1,6E-4	-1,6E-4	-1,6E-4
<b>Forbrug af abiotiske ressourcer, fossile</b>	MJ	-1,1E4	-802	-1,3E-4	-1,2E4	-9630	-9630
<b>Humantoksicitet, cancerteffekter</b>	CTU <sup>4</sup>	4,3E-6	6,0E-5	-1,8	5,7E-7	-2,3E-8	-2,3E-8
<b>Humantoksicitet, ikke-cancereffekter</b>	CTU	1,9E-4	0,0028	-2,6	-5,6E-6	-4,8E-6	-4,8E-6
<b>Økotoxicitet</b>	CTU	311	4406	-0,12	8,9	1,9	1,8

1: Ækv. = ækvivalenter. 2: Non-Methane Volatile Organic Compounds. 3: AE = Accumulated Exceedance. 4: CTU = Comparative Toxic Unit.

#### Bilag 4: Geografisk specifikation af miljøpåvirkningernes oprindelse

Proces	Oprindelse af miljøpåvirkning (hvor emissioner finder sted)
<i>Scenarie 1</i>	
Genanvendelse af jern	Udlandet
Udvaskning af krom, kobber og arsen	Danmark
Gasemissioner til luft	Danmark
Transport til deponeringsanlæg i Danmark	Danmark
Neddeling af træ	Danmark
<i>Scenarie 2</i>	
Transport til forgasningsanlæg i Danmark	Danmark
Luftemissioner fra forgasningsanlæg	Danmark
Deponering af askerest i tysk saltmine	Udlandet
Genanvendelse af jern	Udlandet
Neddeling af træ	Danmark
<i>Scenarie 3</i>	
Transport til træfyret kraftværk i Tyskland	Danmark/Udlandet
Luftemissioner fra træfyret kraftværk	Udlandet
Udvaskning fra bundaske som vejmateriale	Udlandet
Genanvendelse af jern	Udlandet
Neddeling af træ	Danmark
<i>Scenarie 4</i>	
Transport til affaldsforbrændingsanlæg	Danmark

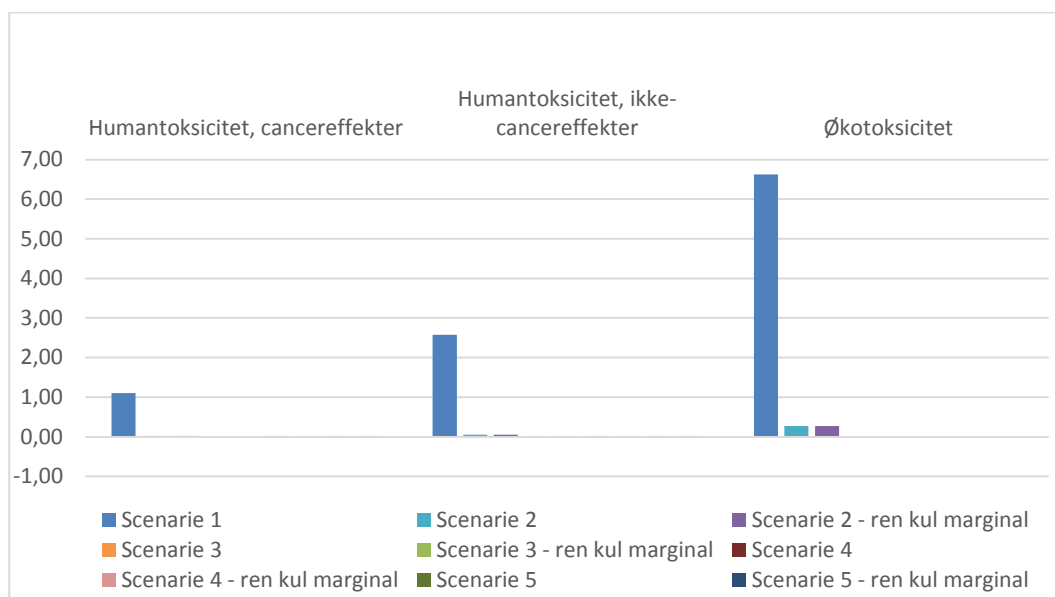
Luftemissioner fra affaldsforbrændingsanlæg	Danmark
Genanvendelse af jern	Udlandet
Neddeling af træ	Danmark
Deponering af askerest i tysk saltmine	Udlandet
<i>Scenarie 5</i>	
Transport til affaldsforbrændingsanlæg	Danmark
Luftemissioner fra affaldsforbrændingsanlæg	Danmark
Genanvendelse af jern	Udlandet
Neddeling af træ	Danmark
Deponering af askerest i tysk saltmine	Udlandet



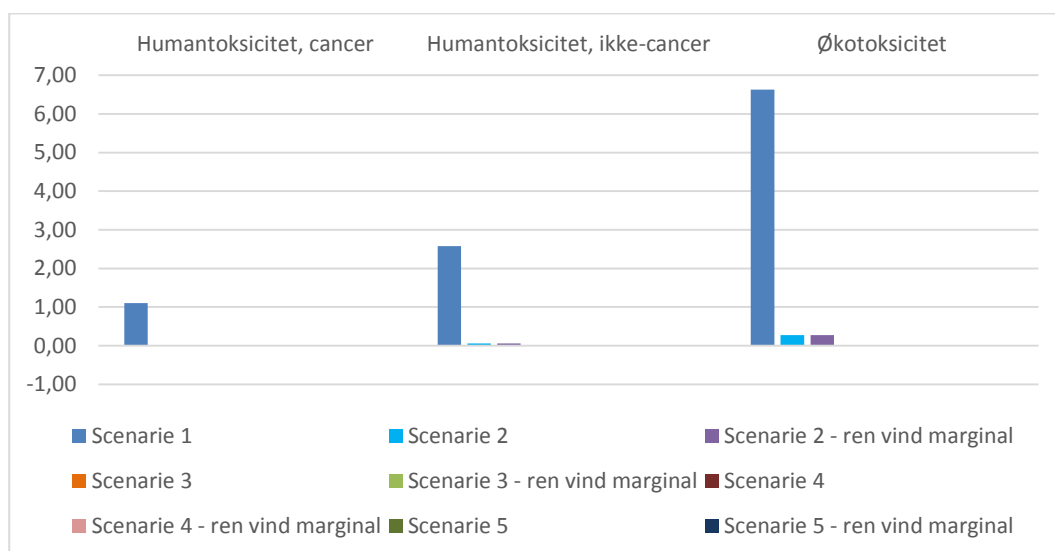
## Bilag 5: Følsomhedsanalyser – toksiske resultater

### Ændring af marginal el

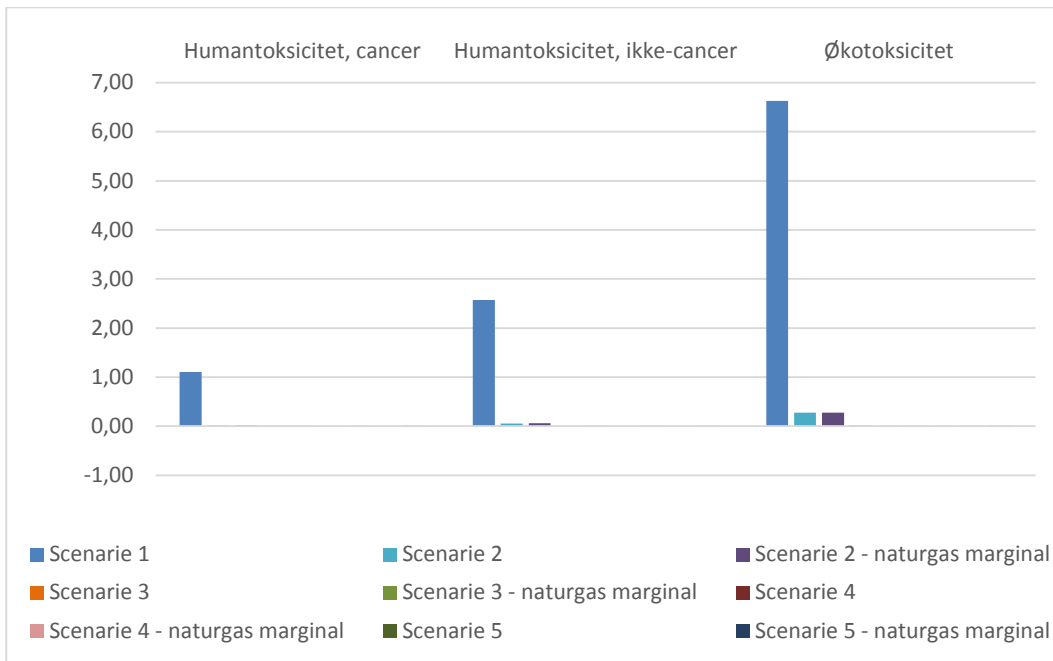
De følgende grafer viser resultaterne for de toksiske påvirkninger ved at ændre den marginale el til at være ren kul, ren vind og ren naturgas (i nævnte rækkefølge).



FIGUR 45 SCENARIERNES POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN KUL ELMARGINAL



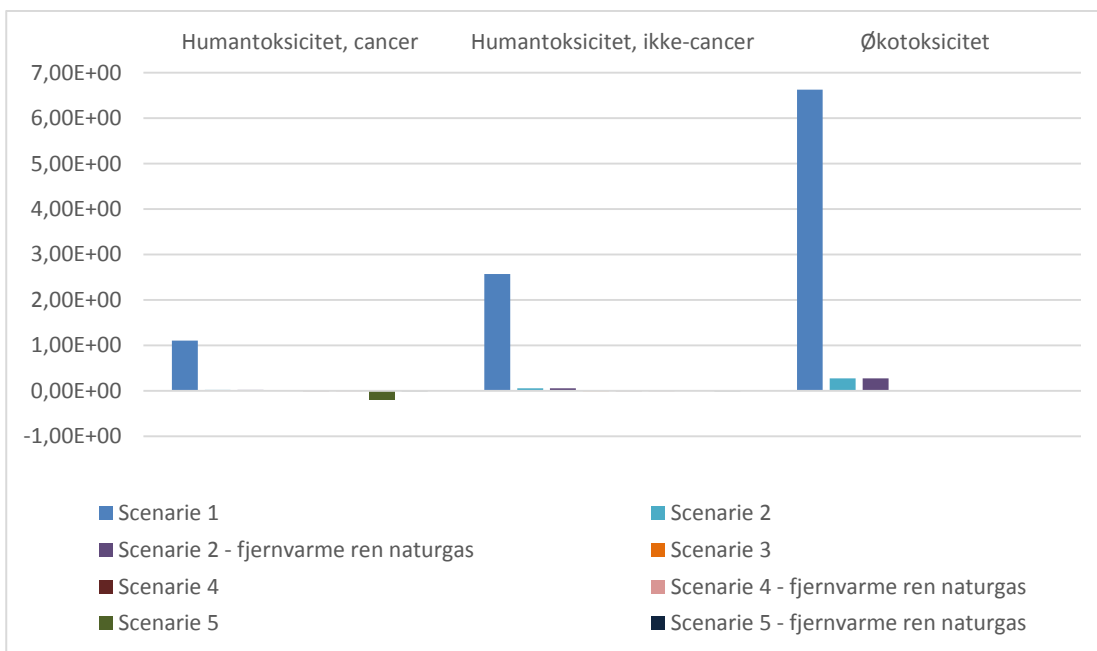
FIGUR 46 SCENARIERNES POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN VIND ELMARGINAL



FIGUR 47 SCENARIERNES POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN NATURGAS ELMARGINAL

### Ren naturgas er fjernvarmemarginal

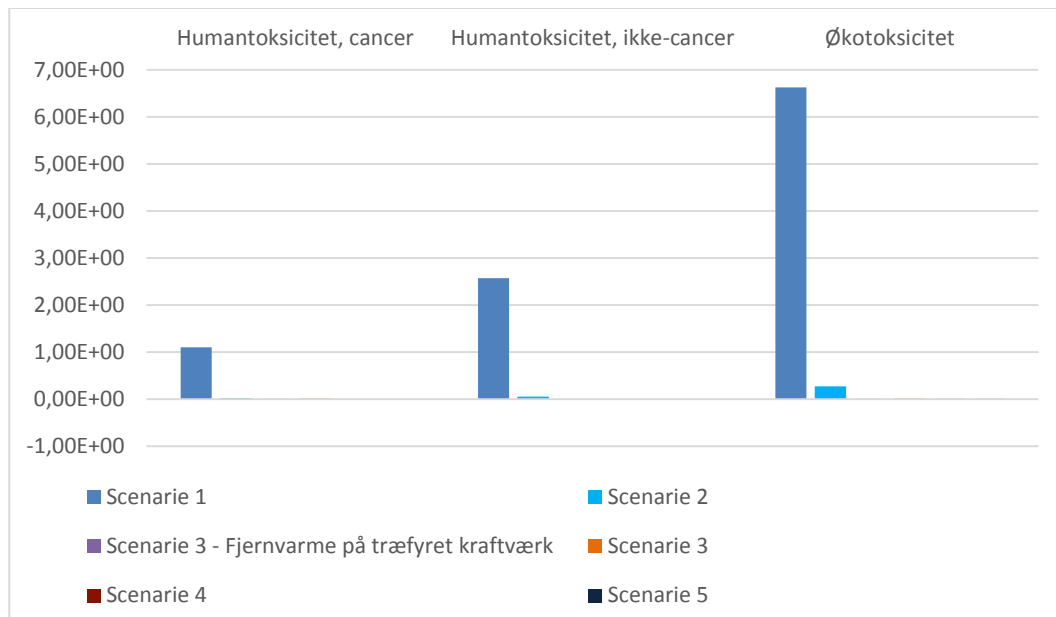
Den følgende graf viser resultaterne for de toksiske påvirkninger ved at antage at fjernvarmebrændsler er ren naturgas, i stedet for gennemsnitligt miks som i basisscenarierne.



FIGUR 48 SCENARIERNES POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: FJERNVARMEMARGINAL ER REN NATURGAS

### Fjernvarmeproduktion på træfyret kraftværk i Tyskland

Den følgende graf viser resultaterne for de toksiske påvirkninger ved at tilføje fjernvarmeproduktion på træfyret kraftværk, med en samlet virkningsgrad på 95 %.



FIGUR 49 SCENARIERNES POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: FJERNVARMEPRODUKTION PÅ TRÆFYRET KRAFTVÆRK I TYSKLAND

## Bilag 6: Beregnet kulstoflagring ved deponering af imprægneret træaffald

Den metodiske praksis for beregning af CO<sub>2</sub>-besparelserne, når lagret biogen kulstof ikke anses for CO<sub>2</sub>-neutral, er beskrevet i Munoz et al. (2013) og Christensen et al. (2009).

Ifølge Christensen et al. (2009) anslås det almindeligvis, at 50 % af den biogene mængde kulstof er resterende i et deponi efter 100 år, og 50 % er udledt som CO<sub>2</sub> og CH<sub>4</sub>. Det antages, at nedbrydningen af imprægneret træ er 4 gange langsommere end af ikke-behandlet biomasse, hvorfor 87 % af træet antages at restere i deponiet og 13 % af kulstoffet er nedbrudt efter 100 år. Lagret biogen kulstof er anset som en CO<sub>2</sub>-besparelse i LCA'ens basisscenarie.

Følgende ligning er anvendt til at beregne den resterende mængde kulstof – og besparelse i CO<sub>2</sub>-udledning - efter 100 års deponering (Munos et al. 2011):

$$CO_2 - \text{besparelse} = C_{start}(1 - C_{tabt}) \times \frac{44}{12}$$

Her er 44/12 er forholdet imellem molarmassen af CO<sub>2</sub> og C.

Med en startmængde af kulstof på 512 kg i et ton træaffald og en forventet lagring af 87 % af kulstoffet efter 100 år, fås en CO<sub>2</sub>-besparelse på:

$$CO_2 - \text{besparelse} = 512 \text{ kg} \times 87 \% \times \frac{44}{12} = 1648 \text{ kg } CO_2$$

Besparelsen er modelleret som en negativ emission af CO<sub>2</sub> fra jord/biomasse i EASETECH.



Critical Review Report  
LCA of waste treatment scenarios of  
impregnated wood /  
*Livscyklusvurdering af behandling af  
imprægneret træaffald*

Miljøstyrelsen: Projekter for bedre  
ressourceudnyttelse

# Document information

CLIENT	Miljøstyrelsen (Danish Environmental Protection Agency)
REPORT TITLE	Critical Review Report LCA of waste treatment scenarios of impregnated wood <i>(Livscyklusvurdering af behandling af imprægneret træaffald)</i>
PROJECT NAME	Projekter for bedre ressourceudnyttelse
REPORT REVIEWED	Livscyklusvurdering af behandling af imprægneret træaffald LCA performed by Teknologisk Institut
DATE	February 2015
REVIEWERS	Adrian Tan <a href="mailto:adrtan@bio.deloitte.fr">adrtan@bio.deloitte.fr</a>  Clément Tostivint <a href="mailto:ctostivint@bio.deloitte.fr">ctostivint@bio.deloitte.fr</a>  Charlotte Petiot <a href="mailto:cpetiot@bio.deloitte.fr">cpetiot@bio.deloitte.fr</a>
DISCLAIMER	The information and views set out in this document are those of the authors and do not necessarily reflect the official opinion of the Danish Environmental Protection Agency (EPA). The EPA does not guarantee the accuracy of the data included in this document. Neither the EPA nor any person acting on the EPA's behalf may be held responsible for the use which may be made of the information contained therein.

# 1. Introduction

The aim of this critical review is to optimise the quality and to strengthen the credibility of the life cycle assessment of different waste management scenarios of impregnated wood, performed by Teknologisk Institut / Danish Technological Institute.

The critical review was carried out by a review team with experts from different scientific backgrounds suitable for the challenges of this LCA study:

- Adrian Tan, Senior Manager at BIO by Deloitte, expert in resource efficiency
- Charlotte Petiot, Senior Manager at BIO by Deloitte, expert in LCA
- Clément Tostivint, Manager at BIO by Deloitte, expert in LCA

Following ISO 14 044 and the ILCD Handbook guidelines, the review team checked if:

- the methods used to carry out the LCA were consistent with the International Standard and the ILCD recommendations,
- the methods used to carry out the LCA were scientifically and technically valid,
- the data used were appropriate and reasonable in relation to the goal of the study,
- the interpretations of the results reflected the limitations identified and the goal of the study,
- the study report was transparent and consistent.

The critical review was conducted between October 2014 and February 2015. Based on a first version of the LCA report the review team discussed the LCA and provided comments to Teknologisk Institut. Based on the responses, the review team formulated their opinion of the LCA.

The exhaustive list of comments from the reviewing team and the responses from Teknologisk Institut are presented at the end of this report.

The following sections present the summary of the critical review.

## 2. Summary of the critical review

### 2.1 Consistency with ISO standards and ILCD guidelines

The LCA report is compliant with the requirements of the standards ISO 14040 and 14044 as well as the ILCD guidelines.

The objective of the study (support decisions in potential legislation) is clearly stated.

The LCA claims to follow a consequential LCA approach, but the LCA does not apply the consequential approach fully, e.g. it does not take into consideration the full consequences of a decision and marginal process. The LCA does however take into account certain consequential aspects and the overall approach is nonetheless considered to be appropriate for the study.

### 2.2 Scientific and technical validity of the methods

The methodology used for estimating inputs, outputs and emissions is clearly detailed in the report.

### 2.3 Appropriateness of data

LCA used available relevant data from literature and complemented this with inputs from industry actors.

### 2.4 Assessment of the interpretation

The review team checked whether the LCA results were logical, seemed to be the right order of magnitude and corresponded to expectations, but they did not check any calculations. The reviewers did not notice any errors or results that led to concern.

Regarding the sensitivity analysis, the choice of sensitive parameters is clearly explained and the effects of parameter variations on results are detailed. The sensitivity analysis allowed the robustness of the results to be confirmed.

The results were presented:

- comparing the different scenarios by environmental impact category
- the contribution of each process to the overall impact for each environmental impact category

The presentation of results was improved following comments from the review team.

### 2.5 Transparency and consistency of the report

The report is clearly structured and well written. It is acknowledged as transparent and consistent.

### 2.6 Conclusion of the critical review



The critical review was constructive and helped enhance the quality of the LCA report.

Following this process, the reviewing committee certifies that:

- the LCA report complies with the requirements of the ISO standards 14040 and 14044;
- the goal and scope are appropriately defined;
- the methods used are scientifically and technically valid;
- the data used are appropriate and reasonable in view of the goal and scope of the study;
- the conclusion is consistent with the results, the sensitivity analysis and the limitations mentioned in the report;
- the report is complete, clearly structured and well-written.

February 2015

The reviewing team:

- Adrian Tan
- Charlotte Petiot
- Clément Tostivint

# 3. Annex – List of comments made during the critical review

## 3.1 Methodological aspects

Type of comment	Level of importance	Comment	Response to comment	Opinion of LCA review team
Method	2 - Medium	The method claims to follow a consequential LCA, but the consequences and marginal processes do not seem to be based on extensive research and evidence. For example, there are no operational gasification plants that can handle impregnated wood waste in Denmark - a consequential LCA would consider the environmental impacts of (re)establishing these centres in Denmark under scenario 2? The overall impact of doing this is probably low, but this should be mentioned when taking a consequential approach.	We are aware that there is no operational gasification plant that can handle impregnated wood in Denmark today, hence this is a "thought" scenario. The parallel economic analysis will take this into consideration. The environmental impacts of establishing a new gasification plant are considered low per ton of waste in the life time of the plant, and thus not included. This is mentioned in the scenario description in the LCA report.	We maintain that the LCA does not apply the consequential approach fully. A pure consequential LCA would be much extensive. The LCA does however try to take in to account certain consequential aspects and the overall approach is appropriate for the study.
Method / Scope	2 - Medium	Is the production of marginal heat for district heating not expected to change over the period 2014 - 2030? E.g. more use of bioenergy? Or is this already taken into consideration with the average?	The average marginal heat that is used already contains 22 % biomass, which is shown in appendix 1 in the LCA report.	OK
Method	3 - Low	It is not clear what the sixth scenario (metal extraction?) considered was.	It was a response to earlier reports about this subject. I have deleted this.	OK
Method	2 - Medium	Figure 7 (Scenario 0) does not seem to specify metal sorting, e.g. does this happen before or after incineration?	Figure 7 (scenario 0) is kept non-detailed, since is a combination of two other scenarios (which are more detailed described at Figure 8 and 10). I have explained this in the report.	OK
Method	2 - Medium	Is there any collection of methane (or flaring) in Danish landfills?	Not from what I have learnt by talking with Danish deposit managers that receive mixed waste containing CCA wood. There is a partly oxidation of some of the methane passing through the "lid" of the landfill.	In France 70% of biogas (containing a share of methane) from landfills is either flared or valorised to energy; the remaining 30% is diffused into the atmosphere. We would expect Danish landfills to have similar or even better characteristics. But OK
Method	2 - Medium	Figure 11 (Scenario 4) includes metal sorting before incineration, but the text says that this does not occur. Shredding (grovneddeling) is mentioned twice in the figure.	This has been corrected.	OK
Method	2 - Medium	Figure 12 (Scenario 5) - Shredding (grovneddeling) is mentioned twice in the figure. Is there any recovery of iron after incineration?	This has been corrected.	OK

Type of comment	Level of importance	Comment	Response to comment	Opinion of LCA review team
Method	1 - High	It would be good to have a separate substance flow of the chrome, copper and arsenic present in the wood waste at the beginning through all the processes /scenarios. E.g. an input and output table showing what happens to all the chrome, copper and arsenic from waste collection to waste treatment to final residues. The inputs should be balanced with the outputs.	We have added notations of where the chrome, copper and arsenic from the wood waste end up in the figures. We have not implemented a mass balance of the metals due to time constraints.	OK
Method	2 - Medium	What happens to the metals that are precipitated with the ferriochloride during waste water treatment?	It ends up in the sludge.	OK
Method	2 - Medium	Sludge containing arsenic is spread out on industrial grounds? This seems like a strange practice... It would be good to be clear on what actually happens to the arsenic (and chrome and copper) in the leachate after treatment. How much remains in the deposit and how much is emitted to nature?	Update: the sludge is not spread out on industrial grounds. I have stated in section 5.1.1.2 how many percentages of the chrome, copper and arsenic that remain in the deposit.	OK
Method	2 - Medium	If the remaining wood in deposit is considered as CO2 neutral, is it a saving for wood waste treatment or the production of wood? We are not sure that the extension of the system is justified...	Update: the remaining wood in the deposit after 100 years is considered a carbon saving in the LCA report, which gives potential negative greenhouse gas impacts in the deposit scenario 0. This is the same approach as in "LCA of shredder waste" performed by DTU and in Christensen et al. (2009) and Munoz et al. (2013).	OK

### 3.2 Data aspects

Type of comment	Level of importance	Comment	Response to comment	Opinion of LCA review team
Data	1 - Medium	Using methane emission rates for average wood and paper for impregnated wood waste makes deposit look worst. Consider a sensitivity analysis for the emission of methane.	After consulting with wood experts at DTI, I am using a lower degradation rate and the CH4 emissions do not influence the results significantly.	OK
Data	1 - High	Waiting for data from on-going full-scale experiment...	The data from full-scale experiment has been received and implemented in scenario 4 and 5.	OK
Data	3 - Low	European average wind power representing 2002 is used for marginal electricity production. This seems a bit old (it is supposed to be representative of 2020-2030) and (without knowing) we assume that more Danish average wind power data is available .	I have updated the dataset for wind energy production. The present dataset is called: "[NEEDS 2025] Electricity, at offshore wind park 752 MW, DK"	OK
Data	1 - High	Waiting for data from on-going full-scale experiment...	The data from full-scale experiment has been received and implemented in scenario 4 and 5.	OK
Data	2 - Medium	The scenario is described as 4% deposit and 96% incineration in Germany, while in other parts of the report it is 7% and 93%, respectively.	This is corrected to 93 % versus 7 %.	OK

Type of comment	Level of importance	Comment	Response to comment	Opinion of LCA review team
Data	2 - Medium	It seems strange that the leaching data for bottom ash used as road construction material is taken from gasified wood chips. Incinerated impregnated wood waste is a different process and the input material is also different...	I have updated the dataset to represent CCA-impregnated wood. This is done by use of leaching data of impregnated wood BA (analysis by Eurofins as part of the full-scale experiment) and use of time-dependent leaching trends of chrome, copper and arsenic from Gori et al. (2011).	OK

### 3.3 Comments related to results, analysis and interpretation

Type of comment	Level of importance	Comment	Response to comment	Opinion of LCA review team
Results, analysis and interpretation	1 - High	The LCIA results are only shown after normalisation, i.e. given in person-equivalents. According to the ILCD Handbook normalisation is an optional step in LCAs and the LCIA results should be shown as individual impact categories with each their own indicator, e.g. CO <sub>2</sub> -eq. for global warming. (We understand from the other LCAs that this is requested by Miljøstyrelsen, but we still do not consider this best practice. We suggest providing all results (before normalisation) in tables in the Annex)	The characterized results are available in appendix 3 in the LCA report.	OK
Results, analysis and interpretation	2 - Medium	The time horizon for each of the environmental impact categories should be listed and discussed - particularly for the impacts related to emissions to nature of chrome, copper and arsenic. Are the toxicity indicators based on instant effect or over a long period of time?	The leaching of chrome, copper and arsenic from the wood waste and the thermal treatment ash residual is estimated for a 100 year time period. This includes calculation of L/S ratios and use of leaching analyses data from literature.	OK
Results, analysis and interpretation	1 - High	It would be good to discuss a bit the specific use of the the LCA finding. For example, the functional unit is based on 1 tonne of wood waste, but if the LCA is going to be used as evidence for a political decision, it should mention that one should consider the future amounts of wood waste to be treated. The basis of a decision should take this into account if the amounts are expected to change over the period until 2030.	It is a good point to stress that we are talking about a historical amount of waste, which will eventually be removed. We have included assessments of the total amount of CCA-impregnated wood that is left, but the annual generation of CCA-wood waste will vary partly with the economic activity in the society.	OK

### 3.4 Format of the report

Type of comment	Level of importance	Comment	Response to comment	Opinion of LCA review team
Format	2 - Medium	We suggest to show the results (Figure 13 - 35) both in absolute values (e.g. CO <sub>2</sub> -eq. & PE) as well as in relative difference, where Scenario 0 is 100%. At present it is difficult to see on the graphs whether there is a significant difference for many of the environmental impact categories (e.g.	This is a good idea, since the differences between the scenarios are small. However, I do not have enough time available to perform the data treatment to present the relative values.	-

Type of comment	Level of importance	Comment	Response to comment	Opinion of LCA review team
		abiotic depletion, toxicity, etc.). The absolute values could just be tables in annexes and only the relative results shown.		

### **Livscyklusvurdering af behandling af imprægneret træaffald**

Denne rapport indeholder en livscyklusbaseret miljøvurdering (LCA) af behandling af imprægneret træaffald i Danmark. Undersøgelsen er gennemført med henblik på at vurdere den miljømæssigt mest hensigtsmæssige måde at håndtere imprægneret træaffald.

Indsamlingen af data for behandlingsscenarierne i projektet er foregået gennem en kortlægning af den nuværende situation, gennemførelse af et større forbrændingsforsøg af trykimprægneret træ hos Renosyd I/S samt et litteraturstudie af eksisterende viden. Endvidere har en række eksperter på området været kontaktet, hvoraf flere indgår i følgegruppen. Data for baggrundsprocesser var hovedsageligt indhentet fra tilgængelige databaseprocesser.

Overordnet kan det konkluderes, at termisk behandling af imprægneret træaffald medfører besparelser i drivhuseffekt og andre energirelaterede kategorier, herunder forbrug af fossile ressourcer. Miljøbesparelserne skyldes, at træaffaldets energiindhold udnyttes og erstatter produktion af marginal, fossilholdig energi. Miljøbesparelserne er størst for forgasning og forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg grundet de antagne virkningsgrader. Da miljøbesparelserne i høj grad afhænger af anlæggenes energieffektiviteter, bør disse tages i betragtning, når det besluttes hvordan imprægneret træaffald skal håndteres i fremtiden. Det samme gælder niveauet for røggasrengøring på de termiske anlæg. Når imprægneret træaffald behandles termisk ender størstedelen af krom, kobber og arsenen fra træet i askerestprodukterne, enten i bundasken eller i flyveasken.



Miljøstyrelsen  
Strandgade 29  
1401 København K

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)