

Miljø- og samfundsøkonomisk analyse af indsamling og behandling af imprægneret affaldstræ

Vibeke Hansen
Jesper Cramer
Berit Hasler
Anders Larsen
Pia Bruun Poulsen

akf, DMU og FORCE Technology

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	13
IMPRÆGNERET TRÆ	17
1.1 BAGGRUND FOR ANALYSEN	17
1.2 IMPRÆGNERET AFFALDSTRÆ – MÆNGDE OG SAMMENSÆTNING	18
1.2.1 <i>Imprægneret affaldstræ</i>	18
1.2.2 <i>Kreosotimprægneret affaldstræ</i>	23
1.2.3 <i>Mængden af imprægneret affaldstræ relevant for den økonomiske analyse</i>	23
2 METODE OG FORUDSÆTNINGER	25
2.1 KONSEKVENSBESKRIVELSE	25
2.1.1 <i>Afledte effekter for samfundet</i>	26
2.1.2 <i>Nationalt versus internationalt perspektiv</i>	26
2.1.3 <i>Teknikvalg</i>	27
2.1.4 <i>Tidsperspektiv</i>	27
2.1.5 <i>Skatteforvridding</i>	27
2.2 BUDGETØKONOMISK ANALYSE	28
2.3 VELFÆRDSØKONOMISK ANALYSE	28
2.3.1 <i>Kvantificering og værdisætning af miljøeffekter</i>	30
2.3.2 <i>Ikke værdisatte effekter</i>	32
2.3.3 <i>Substitutionseffekt</i>	32
3 INDSAMLING OG SORTERING AF IMPRÆGNERET TRÆ	33
3.1 NUVÆRENDE SORTERING AF IMPRÆGNERET AFFALDSTRÆ	33
3.2 BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER VED TRANSPORT	34
3.3 MILJØOMKOSTNINGER	39
4 BEHANDLINGSMETODER OG DATA	41
4.1 SCENARIER UNDER UDVALGTE BEHANDLINGSMETODER	41
4.2 DEPONI	42
4.2.1 <i>Dataindsamling – deponering</i>	44
4.2.2 <i>Omkostninger til deponering af imprægneret affaldstræ</i>	47
4.3 AFFALDSFORBRÆNDING I DANMARK	51
4.3.1 <i>Dataindsamling – forbrænding</i>	52
4.3.2 <i>Omkostninger til forbrænding af imprægneret affaldstræ</i>	56
4.4 KOMMUNEKEMI A/S – FORGASNING	61
4.4.1 <i>Miljøeffekter/emissioner</i>	65
4.4.2 <i>Omkostninger ved Kommunekemis metode</i>	67
4.5 RGS90 WATECH	69
4.5.1 <i>Omkostninger ved RGS90 Watechs metode</i>	72

5	SAMFUNDSØKONOMISKE ANALYSER	76
5.1	VELFÆRDSØKONOMISK ANALYSE	76
5.2	FØLSOMHEDSANALYSER	78
5.3	BUDGETØKONOMISK ANALYSE	80
6	LITTERATUR	83
	BILAG 1 PRINCIPSKITSE FOR KOMMUNEKEMIS ANLÆG	87

Forord

I denne rapport beskrives indledningsvist de mængder af imprægneret affaldstræ, der skal behandles de nærmeste år. Derefter gennemføres en samfundsøkonomisk analyse af fire meget forskellige behandlingsformer: Deponering, forbrænding, forgasning og ekstraktion.

Når der er grund til nærmere at overveje behandlingen af imprægneret affaldstræ, skyldes det, at træet bl.a. indeholder tungmetaller som krom, kobber og arsen. Afhængig af behandlingen af affaldstræet vil disse tungmetaller i større eller mindre omfang (evt. slet ikke) kunne genfindes i restprodukterne fra behandlingen og spredes i naturen med skader på sundhed som følge.

Rapporten er udarbejdet for Miljøstyrelsen og afrapporterer et projekt, der er gennemført i et samarbejde mellem FORCE Technology, akf og Danmarks Miljøundersøgelser (DMU). Projektet startede august 2003 og er afsluttet to år senere.

For at gennemføre de økonomiske analyser stilles store krav om data. De økonomiske analyser bygger på data, som de involverede virksomheder under fortrolighed har oplyst til projektet. Uden beredvillig medvirken fra disse virksomheder kunne et projekt som dette ikke gennemføres. En enkelt behandlingsproces har på denne baggrund desværre måttet udgå af analyserne.

FORCE Technology har stået for beskrivelsen af mængderne, den fysiske og kemiske beskrivelse af de fire (fem) meget forskellige processer. DMU og akf har stået for de økonomiske analyser. Projektassistent Michael Rudy Schrøder har i projektets senere faser medvirket ved de økonomiske beregninger.

Til projektet har været tilknyttet en referencegruppe bestående af: Henning Jørgensen (RenoSam), Erik Rasmussen (RGS90 Watech), Karsten Ludvigsen (RGS90), Ole Kristensen (Kommunekemi), Hardy Nielsen (Dana-børs/DanaSupply), Hanne Johnsen/Nanna Winckler (Affald Danmark), Mikael Skou Andersen (DMU), Mette Hyldebrandt-Larsen (Miljøstyrelsen) og Christina Føns (Kommunernes Landsforening).

Referencegruppen takkes for medvirken i projektet og kommentarer til et udkast til denne rapport, som naturligvis alene forfatterne er ansvarlige for.

Afslutningsvist takkes Miljøstyrelsen for godt samarbejde.

Vibeke Hansen

Miljøstyrelsen har valgt at supplere analysen med et bilag (bilag 2), der øger sammenligneligheden mellem de forskellige behandlingsmetoder.

Sammenfatning og konklusioner

Overalt i de industrialiserede lande tager affaldsbehandling hensyn til det såkaldte affaldshierarki. Affaldshierarkiet er en generel "policyforskrift", der prioriterer genanvendelse højere end forbrænding, der prioriteres højere end deponering, der har den laveste prioritet. Hvor stærk gennemslagskraft affaldshierarkiet skal have, er diskuteret i de seneste år. En diskussion, der har fået fornyet styrke i Danmark med udgangspunkt i affaldsstrategien for 2005 til 2008. Heri ses miljø- og samfundsøkonomiske analyser som et værktøj, der skal udgøre en større del af grundlaget for de affaldspolitiske prioriteringer.

Nærværende rapport indeholder en sådan samfundsøkonomisk analyse af alternative behandlinger af imprægneret affaldstræ.

I forhold til affaldshierarkiet er konklusionen, at de økonomiske analyser i denne rapport ikke fører til, at der er grund til at se bort fra affaldshierarkiet ved valg af behandlingsmetoder for imprægneret affaldstræ.

Imprægneret affaldstræ er et problem pga. dets indhold af specielt krom, kobber og arsen. Disse stoffer fjernes ikke ved forbrænding i et affaldsforbrændingsanlæg, men genfindes i restprodukterne. Krom og kobber hovedsagelig i slaggen og asken, mens arsen hovedsagelig vil findes i røggasrensingsprodukterne. De miljømæssige problemer afhænger naturligvis af de koncentrationer, natur og mennesker udsættes for; men blandt stofferne er der lokalirriterende, giftige og kræftfremkaldende. En anden type imprægneret træ er imprægneret med kreosot, hvilket ikke giver de store problemer ved forbrænding.

Mængder

Imprægneret træ består i det væsentlige af ledningsmaster, sveller og affaldstræ fra de kommunale indsamlingsordninger. Relevant for denne analyse er udelukkende ledningsmasterne og det imprægnerede affaldstræ indsamlet gennem de kommunale indsamlingsordninger. Sveller og en del af ledningsmasterne er kreosotbehandlede, og disse mængder forudsættes forbrændt i godkendte forbrændingsanlæg.

Analyser viser, at der er ca. 59.000 ton ledningsmaster, svarende til ca. 12.000 t/år, hvis alle master skal destrueres over en periode på fem år. Destruktions-/behandlingsanlæg vil i begyndelsen primært behandle masterne, og efterhånden som de er "brugt" iblande mere og mere af den løbende strøm af imprægneret affaldstræ indsamlet gennem de kommunale indsamlingsordninger.

Indsamlingspotentialet – og dermed behandlingspotentialet – for den årlige mængde af imprægneret affaldstræ indsamlet gennem de kommunale indsamlingsordninger estimeres på baggrund af data om mængden af ophobet imprægneret træ. Mængden af ophobet træ skønnes for et enkelt år at være:

$$\text{Ophobning} = \text{Produktion} + \text{Import} - \text{Eksport} - \text{Henfald}$$

En prognose for den forventede samlede mængde imprægneret affaldstræ ekskl. netledningsmaster frem til år 2030 viser, at mængden i 2005 vurderes at være omkring 25.000 t/år, stigende til omkring 80.000 t/år i 2030.

I forhold til de udvalgte behandlingsanlægs oplyste kapaciteter (omkring 25.000 t/år) vurderes mængden af imprægneret affaldstræ derfor ikke at være en begrænsende faktor for det enkelte anlæg. Det forudsætter dog, at større mængder ikke pludselig må "forsvinde" til andre destruktions-/behandlingsanlæg.

Teknikvalg

Den samfundsøkonomiske analyse, vi gennemfører, er en såkaldt teknikvalgsanalyse. Her forestiller man sig, at "tavlen er ren", og samfundet står overfor at skulle vælge imellem forskellige metoder til behandling af imprægneret affaldstræ. Samfundets valg skal være samfundsøkonomisk optimalt over en længere tidshorisont, og valget er ikke bundet af allerede foretagne valg.

I den samfundsøkonomiske analyse opgøres forbruget af ressourcer, som samfundet samlet set anvender på behandlingen af imprægneret affaldstræ. Der tages i analysen også hensyn til positive og negative miljømæssige konsekvenser. De positive miljømæssige konsekvenser opstår typisk ved genanvendelse af materialer eller ved forbrænding ved fortrængning af brændsler. Brændsler, der ellers ville være brugt til en tilsvarende produktion af varme og elektricitet.

Da miljøgoder/konsekvenser ikke handles på et marked på lige fod med almindelige markedsomsatte goder, har miljøgoder ikke nogen pris, som kan indgå i beregningerne. Men der findes en række forskellige metoder til at estimere beregningspriser for miljøgoder.

Disse forskellige metoder er omdiskuteret, hvilket i øvrigt også gør sig gældende for de markedspriser, der bruges på markedsomsatte goder. I denne rapport anvender vi værdier/beregningspriser for en række miljøkonsekvenser, det gælder CO₂, NO_x, SO₂, bly og øvrige tungmetaller, arsen og dioxiner. Derimod indgår ikke den potentielle langtidseffekt af tungmetaller i slagge og spildevand, potentielle langsigteffekter af udsivning fra deponier. Heller ikke befolkningens generelle modvilje imod deponier og andre former for affaldsbehandlingsanlæg eller konkrete modvilje mod et deponi eller lignende "i deres baghave" såkaldt tabt herlighedsværdi indgår.

På benefitsiden indgår ikke det positive i anvendelsen af oparbejdet kobber og krom m.v. samt den mulige anvendelse af rensat træ fra RGS90 Watechs behandling til energiproduktion.

Behandlingsmetoder

Vi analyserer fire forskellige behandlingsmetoder: Deponering, forbrænding, forgasning (ved Kommunekemi) og en såkaldt ekstraktionsproces (ved RGS90 Watech). Oprindeligt indgik i projektet yderligere en teknologi (forbrænding på Hornitex Werke i Tyskland). Hornitex Werke har været kontak- tet vedr. levering af data til undersøgelsen, men de ønskede ikke at medvirke.

De langsigtede materialemæssige konsekvenser af de fire teknologier er forskellige. Ved deponering følger det af sagens natur at de genanvendelige materialer går tabt samtidig med, at der skal kontrolleres for de miljøbelastende stoffer for evigt.

Ved forbrænding anvendes noget af energien i det imprægnerede træ, men situationen mht. restprodukterne ligner deponi. I de sidste to processer er der

åbenlyst et meget større element af genanvendelse. Disse teknologier ligger derfor over forbrænding og deponering i affaldshierarkiet.

At det netop er disse fire teknologier, der regnes på, og ikke fx medforbrænding i en cementovn, ligger i projektets afgrænsning og finansiering.

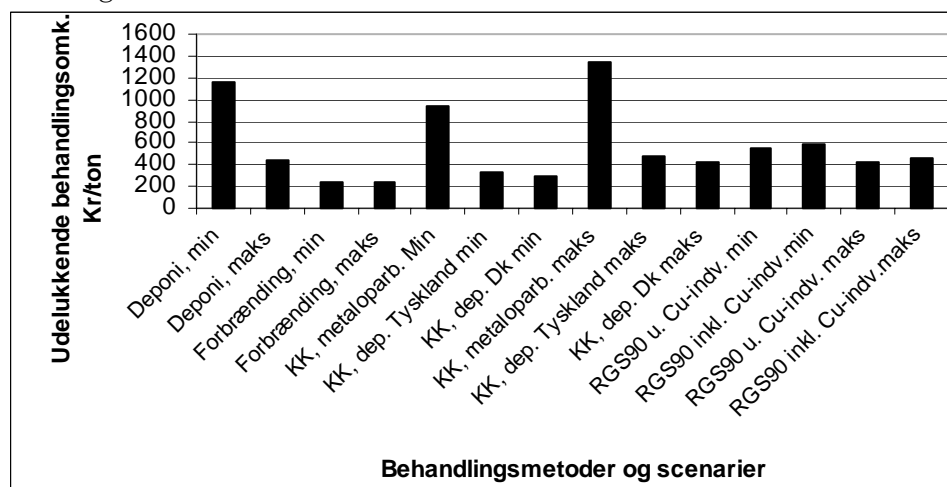
De økonomiske analyser

For hver af de fire teknologier regnes de velfærdsøkonomiske omkostninger for to scenarier, hhv. min. og maks. Min.- og maks.-scenarierne beskriver en sammensætning og brændværdi for det imprægnerede affaldstræ, hvor maks.-scenariet normalt altid giver en bedre driftsøkonomi end min.-scenariet. Sammensætningen af det imprægnerede affaldstræ i hhv. min.- og maks.-scenarierne ses i afsnit 1 tabel 1.2.

I beregningerne for deponi spiller affaldstræets sammensætning ikke nogen rolle i forhold til behandlingsomkostningerne. Her er det i stedet for valgt at angive min.-scenariet som den massefylde, der giver dårligst driftsøkonomi – min.-scenariet er således lig med en lille rumvægt (lille vægt pr. m³), og maks.-scenariet repræsenterer en stor rumvægt (stor vægt pr. m³).

Ud over min.- og maks.-scenarierne er der under Kommunekemi og RGS90 Watech også regnet på omkostningerne ved udvinding af det imprægnerede træes indhold af metaller.

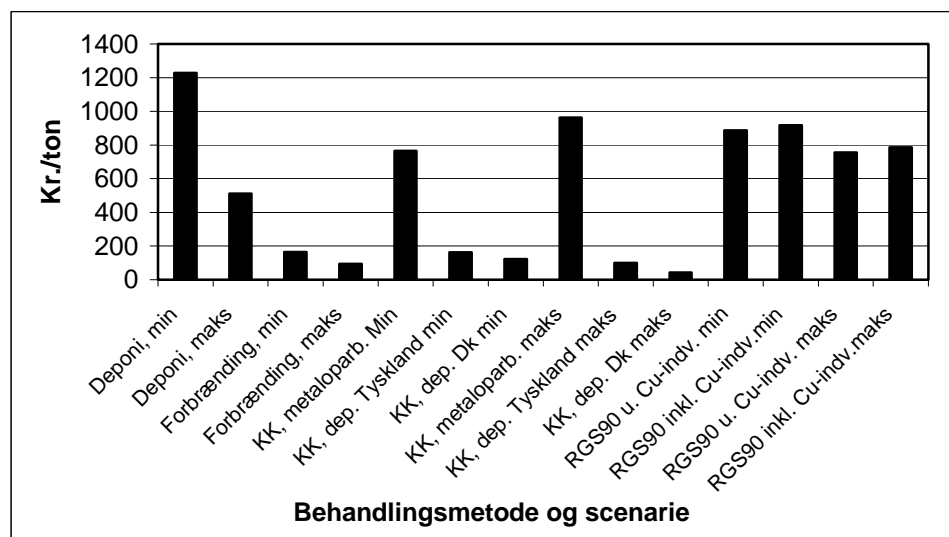
I nedenstående figur sammenlignes velfærdsøkonomiske omkostninger ved de forskellige metoder uden at inkludere eksternaliteter.



Figur A Velfærdsøkonomiske behandlingsomk. (kr./ton behandlet imprægneret affaldstræ) for hhv. min.- og maks.-scenarier for fire behandlingsmetoder (2004/2005-priser)

Det ses af figuren, at forskellen mellem omkostningerne ved de forskellige behandlingsformer er lille og i høj grad afhænger af, om man ser på min.- eller maks.-scenariet jf. følsomhedsanalyserne. Generelt ses, at forbrænding og Kommunekemis behandling ekskl. oparbejdning af metaller er de billigste.

I den samfundsøkonomiske analyse ser vi på, hvordan resultaterne ændres, når der tages højde for miljøeffekterne ved behandlingsmetoderne. Resultatet af den samfundsøkonomiske analyse af behandling af imprægneret affaldstræ er illustreret i nedenstående figur.



Figur B Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./ton behandlet imprægneret affaldstræ) for hhv. min.- og maks.-scenarier for fire behandlingsmetoder (2004/2005-priser).

Af de fire teknologier ses forbrænding og Kommunekemis behandling ekskl. oparbejdning af metaller at være de billigste.

Grunden til, at forbrænding og Kommunekemis behandling af imprægneret affaldstræ falder så billigt ud, er anvendelsen af varmen fra forbrændings/forgasningsprocessen og de dermed fortrængte brændsler og emissioner fra traditionel energiproduktion.

Ses der bort fra værdien af sådanne eksternaliteter/miljøkonsekvenser, ses det af figur A, at forbrænding og forgasning med efterfølgende deponering af restprodukterne (Kommunekemis metode) stadig har de billigste behandlingsomkostninger. Forskellen til RGS90-teknologien reduceres dog radikalt. Forudsættes "affaldstræet" fra RGS90 anvendt som brændsel ved el- og varmeoproduktion, er det ikke urealistisk, at RGS90-teknologien ville kunne konkurrere med forbrænding og Kommunekemis teknologi, jf. figur A.

Følsomhedsanalyser

I rapporten er der gennemført en række følsomhedsanalyser fx med højere og lavere samfundsøkonomisk kalkulationsrente, højere og lavere priser på miljøeffekterne og alternativ afskrivningsperiode. Ingen af følsomhedsanalyserne ændrer på konklusionen. Kommunekemis proces og forbrænding er billigst, jf. dog ovenfor mht. konsekvenserne ved anvendelse af affaldstræet fra RGS90-processen til forbrænding som "rent" affaldstræ.

Til en samfundsøkonomisk analyse hører også en analyse af de fordelingsmæssige konsekvenser. Disse kan være meget relevante, hvis fx den samfundsøkonomisk mest lønsomme proces ikke også er den mest effektive budgetøkonomisk. Eller hvis den samfundsøkonomisk mest lønsomme er specielt belastende for en gruppe eller en region.

Også i den budgetøkonomiske analyse har vi regnet med min.- og maks.-scenarier. Nedenstående tabel A viser, hvordan resultaterne er følsomme over for, hvilket scenarie man vælger at se på.

Tabel A. Budgetøkonomiske behandlingsudgifter i kr. pr. ton for imprægneret affaldstræ

Forbrænding	fra 199 til 208 kr. pr. ton
Kommunekemi	fra 229 til 1090 kr. pr. ton
RGS90 Watech	fra 333 til 469 kr. pr. ton
Deponi	fra 376 til 987 kr. pr. ton

Forbrænding ses at være den eneste teknologi, hvor min.- og maks.-scenarierne ikke overlapper de øvrige teknologier. Maks.- og min.-scenarierne for forbrænding ligger dog tæt på hinanden, og meget tæt på min.-scenariet for Kommunekemi. Spredningen mellem min. og maks. for Kommunekemi er så stor, at intervallet rummer de andre teknologier (RGS90 og deponi). Min.- og maks.-scenarierne for RGS90 Watech-scenarierne ligger således inden for min.- og maks.-scenarierne for Kommunekemi.

Det budgetøkonomisk store spørgsmål er, hvordan de forskellige processer og restprodukter vil blive håndteret mht. affaldsafgiften. Og dermed hvilke konsekvenser de forskellige alternativer vil have for statskassen. Et spørgsmål der ligger uden for projektets afgrænsning.

Kort om metoden

Styrken ved en samfundsøkonomisk vurdering er, at den, i modsætning til andre beslutningsmetoder, samler mange forskellige data i et eller nogle få tal. Men det er samtidigt svagheden, da det kræver, at man værdisætter alle effekterne, både de miljømæssige og de økonomiske, i samme enhed. Fx har vi i dette projekt måttet se bort fra en teknologi; og det har ikke været muligt at gøre ret meget ud af de langsigtede konsekvenser af teknologierne. Øget viden som den, der kommer ud af en samfundsøkonomisk analyse; giver svar på mange spørgsmål; men rejser også mange nye.

Summary and conclusions

Impregnated waste wood contains a series of chemicals, especially chromium, copper and arsenic, which can be hazardous to human and nature in concentrated quantities. In this analysis four methods of processing impregnated waste wood are considered: landfilling, incineration, gasification (by KommuneKemi) and an extraction process (by RGS90 Watech). The latter two have a larger element of recycling; hence they are both preferable to landfilling and incineration in the hierarchy of waste. A welfare economic analysis, in which both the economic as well as the environmental consequences are included, is used to compare these four methods. The result of the analysis is that incineration and gasification are the cheapest in a welfare economic perspective. The reason is that both methods produce heat and thereby displace other more polluting fuels.

Background and Purpose

The report is financed by the Danish Environmental Protection Agency, and is launched to provide answers as to how society can process impregnated waste wood in an optimal manner. The decision of how to dispose of waste is often taken on the basis of the hierarchy of waste. The hierarchy of waste means that recycling is weighted higher than incineration which, in turn, is weighted higher than landfilling. The advocacy of this principle is under debate, and the debate has intensified in Denmark because of the government's Waste Strategy 2005 - 2008. Processing impregnated waste wood causes problems because it contains several polluting chemicals, including chromium, copper, and arsenic. The effects of these depend on the concentration in which humans or nature are exposed to them, but they range from locally irritant to toxic and carcinogenic. There are some positive environmental effects from processing impregnated waste wood, and these include recycling or that it can displace other more polluting fuels. The report examines the economic as well as the environmental consequences of the four methods of processing. The results are compared to the hierarchy of waste.

Investigation

The report was prepared by akf, an institute of local governmental studies in Denmark, in co-operation with FORCE Technology and the National Environmental Research Institute. The analysis used is a welfare economic analysis, which includes both the direct costs of processing the wood and the environmental consequences of the four methods. The analysis is "a clean sheet" analysis, that is, society has to choose between different methods and there is no history thus, prior decisions or investments are not included. Furthermore the results are conditioned on it being optimal for a long period of time. In the results, the total consumption of resources used by society for each method is compared.

Main Findings

Four methods of processing impregnated waste wood are compared including the advantages and disadvantages of each. The report finds that the quantity of impregnated waste wood is not a limiting factor for the individual method. The main findings of the comparisons are illustrated in Figure A. The figure shows the welfare economic costs of the four methods. The costs are calcu-

lated as the costs in DKK of processing one tonne of impregnated waste wood. The figure also contains some sensitivity analyses in order to provide more robust results.

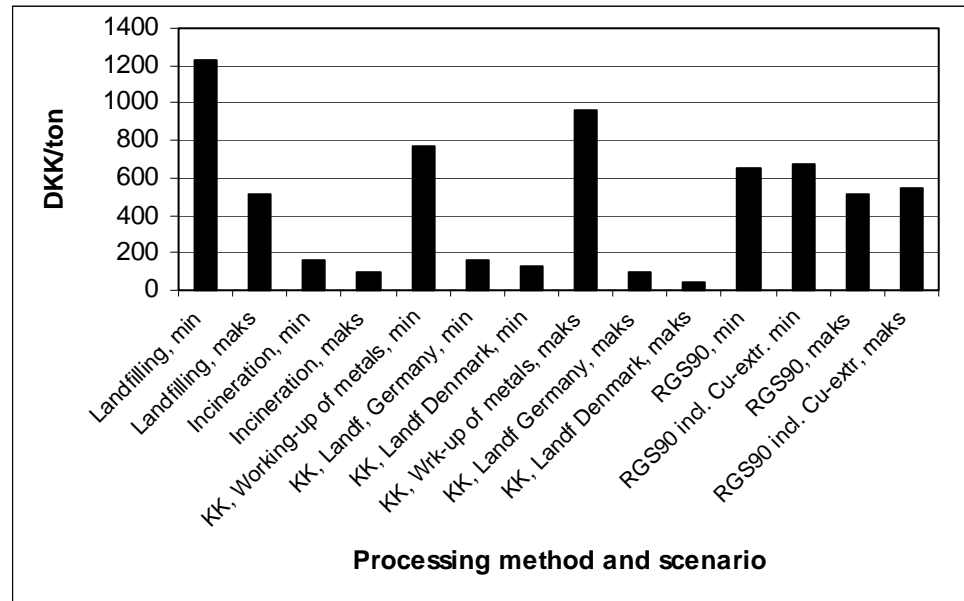


Figure A: Welfare economic costs (DKK/tonne processed impregnated waste wood) for both min. and max. scenario (2004/2005-prices)

Of the four methods it can be seen that incineration and processing at Kommunekemi (excl. the working-up of metals) are the cheapest. The reason is that both processes use the heat generated by the process and thereby displace other more polluting fuels. In the figure it is also worth noticing that landfilling is quite expensive, and it neither recycles nor uses the energy in the wood. If one only looks at the direct costs of the processes, and does not try to estimate the value of the environmental consequences, the differences between the methods are smaller, as can be seen below in figure B.

Project Results

Impregnated wood is mainly in telegraph poles, sleepers and waste wood from public waste collections. The report divides the impregnated wood into two categories; the creosote-treated and the non-creosote-treated. The creosote-treated wood is burned in incineration plants in a process that does not impact the environment. The non-creosote-treated wood, however, impacts the environment and this must be dealt with during processing. Therefore, the report focuses solely on the non-creosote-treated wood when comparing the methods. This wood is mostly found in telegraph poles and waste wood from public collections, hence only wood from these sources is included.

The Four Technologies

We focus on four different technologies: landfilling, incineration, gasification (by Kommunekemi) and an extraction process (RGS90 Watech). When the wood is landfilled the energy is not used nor is it recycled. When incinerating, the energy is utilized, but there is no recycling. The methods of both Kommunekemi and RGS90 Watech utilize the energy and have an element of recycling; hence they are both ranked higher in the hierarchy of waste.

Minimum and maximum scenario

A forecast of the future quantity of impregnated wood estimates that the collection potential is not a limiting factor for the plants. But there is uncertainty about the quantity of the wood collected by the public schemes. Using samples of the quantity collected by these schemes suggests a minimum and maximum scenario. They are divided so that the maximum scenario provides the best economy for the plants. For landfilling this means a higher specific weight (kg/m^3) in the maximum scenario. The difference for the other three methods is that the calorific value is higher in the maximum scenario.

Results

In the economic analysis illustrated in figure B, it can be seen that the difference between methods of processing is smaller than in figure A.

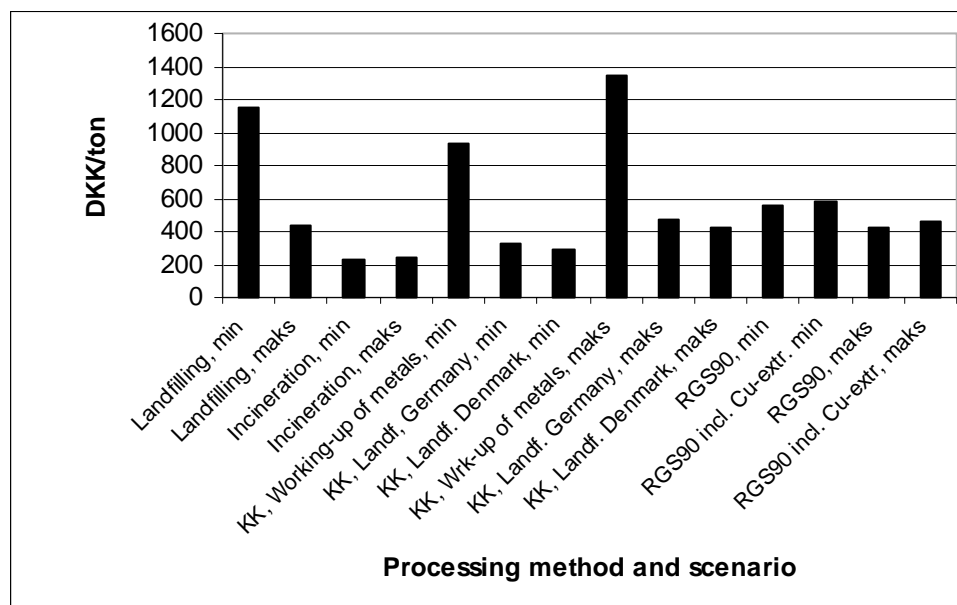


Figure B: Economic costs (DKK/tonne processed impregnated waste wood) for both min. and max. scenario (2004/2005-prices)

The difference between the two figures comes from the fact that the environmental consequences are only taken into account in the welfare analysis. The gasification and the incineration process improve their position by displacing other more polluting fuels. If it is assumed that the wood stemming from RGS90 Watech's process is used to produce electricity or heat, it is not unrealistic that RGS90 Watech's method would be competitive to incineration and gasification.

Including the environmental consequences of the methods is not easy. These environmental consequences are hard to value. In this report it is done according to the guidelines from the Danish Environmental Protection Agency (Møller et al. 2000). The potential long-term effects of leaking from landfills and the effects of heavy metals in slag and discharge water are not included in the report, although CO_2 , NO_x , SO_2 , arsenic, dioxins, lead and other heavy metals are. To make the results as robust as possible several sensitivity analyses have been made, e.g. by changing the prices of the environmental effects, changing the rate of interest and assuming different transport costs. The results of these analyses are unambiguous in their ranking of the methods, but they obviously change the "distance" between the methods.

All in all the results do not give occasion for believing that the hierarchy of waste should be ignored when choosing the optimal method of processing impregnated waste wood.

Imprægneret træ

1.1 Baggrund for analysen

I Affaldsstrategi 2005-2008 fremhæves en række virkemidler, der skal være med til at omsætte grundelementerne i regeringens affaldspolitik til virkelighed. Et af disse virkemidler er gennemførelsen af samfundsøkonomiske analyser på flere affaldsområder. De miljø- og samfundsøkonomiske analyser ses som et værktøj, der kan udgøre en del af grundlaget for de affaldspolitiske beslutninger. Det er her vigtigt at holde for øje, at samfundsøkonomiske analyser kun udgør en del af beslutningsgrundlaget, og der kan være politiske årsager til, at et tiltag gennemføres på trods af, at den samfundsøkonomiske analyse viser, at det ikke kan betale sig (Regeringen 2003).

Hidtil har den danske affaldsbehandling især taget udgangspunkt i det såkaldte affaldshierarki, og det vil den, ifølge affaldsstrategien, også fortsat gøre. Affaldshierarkiet prioriterer genanvendelse højere end forbrænding med energiuudnyttelse, der prioriteres højere end deponering, der har den laveste prioritet. Affaldsstrategien fremhæver dog, at der fremover er behov for en mere nuanceret vurdering, og det er nødvendigt at se på, om det både er miljømæssigt velbegrunderet og samfundsøkonomisk effektivt at følge affaldshierarkiet. Fremover er det ifølge Affaldsstrategien målet, at der skal være mere fokus på sammenhængen mellem økonomien og miljøbelastningen i de valg, der træffes på affaldsområdet.

Beslutningen om at igangsætte en undersøgelse af de miljømæssige og økonomiske forhold relateret til håndtering af imprægneret træ blev truffet i forbindelse med den tidligere affaldsplan, Affald 21 (Miljøstyrelsen 1999).

Imprægnering af træ foretages for at forlænge træets levetid og beskytte det mod mikrobiel nedbrydning (råd, svamp o.l.).

Imprægneret træ er hovedsageligt et problem i bortskaffelsesfasen, idet der kun genereres mindre mængder affald ved fremstilling af imprægneret træ. I det imprægnerede træs levetid vil tungmetaller og organiske opløsningsmidler fra imprægneringen udvaskes til jord og grundvand, men størstedelen af tungmetallerne vil forblive i træet, indtil det bortskaffes. Ved bortskaffelse af imprægneret træ giver indholdet af specielt krom, kobber og arsen (CCA) problemer. Stofferne fjernes ikke ved forbrænding i et affaldsforbrændingsanlæg, men forefindes i restprodukterne. Tungmetaller vil kunne genfindes i slaggen eller restproduktet, krom og kobber findes hovedsagelig i slaggen og asken, mens arsen hovedsageligt findes i røggasrensingsprodukterne, men også i aske/slagge. En anden type imprægneret træ er imprægneret med kreosot, hvilket dog ikke giver problemer ved forbrænding (Videncenter for Affald, 2004a).

Som konsekvens af Affald 21 skal alt imprægneret træ, bortset fra kreosotbehandlet træ, i dag anvises til deponering. Det kreosotbehandlede træ kan forbrændes i særlige anlæg, der er godkendt til at forbrænde farligt affald. Håndteringskravet skyldes, at en række af de miljøbelastende stoffer, der anvendes

som imprægneringsmiddel, vil kunne genfindes i restprodukterne fra affaldsforbrændingsanlæggene. Forekomsten af stofferne minimerer muligheden for at genanvende restprodukterne. Siden d. 1. april 2001 har alle landets kommuner skullet anvise imprægneret træ til deponering og etablere indsamlingsordninger fra husholdninger.

Imprægneret træ omfatter alt det træ, der er behandlet med træbeskyttelsesmiddel, også overfladebehandlet. De væsentlige aktivstoffer, der er blevet anvendt, er kreosot, arsen, kobber, krom, bor, tin samt en række fungicider. Kreosot, arsen, krom og tin anvendes ikke længere til imprægnering i Danmark, men træ behandlet med disse stoffer er stadig i anvendelse, og vil på et eller andet tidspunkt blive til affald. Træ, der er behandlet med kreosot og krom, kan endvidere stadig importeres. Siden 1997 er det kun kobber, bor og en række organiske stoffer (fungicider), der er blevet anvendt som imprægneringsmiddel i Danmark.

De samlede mængder imprægneret affaldstræ er i Affald 21 estimeret til 50.000 ton i 2004 og 100.000 ton i 2010 (Miljøstyrelsen 1999). I Affaldsstrategi 2005-2008 (Regeringen 2003) skønnes det, at der siden 1960'erne er anvendt (ophobet) ca. 4 mio. ton imprægneret træ, og at disse mængder skal bortskaffes inden for de næste 40 år.

Siden april 2001 skal alt imprægneret træ udsorteres som ikke-forbrændingseget affald, dvs. bortskaffes til deponi. Dette gælder som tidligere nævnt dog ikke for kreosotimprægneret træ, der kan forbrændes, hvis det neddeles inden forbrændingen, og hvis temperaturen er tilstrækkelig høj (Regeringen 2003).

Målet i Affald 21 og sigtelinjen i Affaldsstrategi 2005-2008 for imprægneret træ er begge steder at udnytte energi- og råvareressourcerne i det imprægnerede affaldstræ.

1.2 Imprægneret affaldstræ – mængde og sammensætning

For at få den mest effektive behandling af affaldstræ vil det være en fordel at opdele affaldstræ i to hovedfraktioner, hver med to underfraktioner:

Affaldstræ trykimprægneret med uorganiske stoffer som Cu, Cr, As, etc.	
Fraktion	Kilde
Ledningsmaster	netselskaber
Imprægneret affaldstræ indsamlet i specielle containere	kommunale indsamlingsordninger

Kreosot-imprægneret affaldstræ	
Fraktion	Kilde
Ledningsmaster (netselskaber)	netselskaber
Sveller	Banestyrelsen

Inddelingen i disse fraktioner falder desuden naturligt sammen med de forskellige kilder, som træet kommer fra.

1.2.1 Imprægneret affaldstræ

Ledningsmaster – Potentiale og forventet sammensætning

Fastlæggelsen af antallet af ledningsmaster er baseret på svar fra alle netselskaber i Danmark i 1999. Undersøgelsen, der blev gennemført af Dansk Energi, giver en meget præcis vurdering af, hvor mange master der er i Dan-

mark – både på lager og i "jorden". I undersøgelsen blev der udtaget tynde snit 4-5 steder på i alt 10 ledningsmaster. Alle snit blev analyseret for indholdet af Cu, Cr og As.

Tabel 0.1. viser antallet af master og den forventede sammensætning.

Tabel 0.1. Potentielle mængder af ledningsmaster - på lager og i "jorden".
Sammensætning og mængder. (Mathiassen 2003)

Sammensætning	Masse	Cu	Cr	As	Total
	t/mast	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g
	0,200	2,09	2,57	4,10	8,76
		2,30	3,30	3,90	9,50

	Masse	Cu	Cr	As	Total
Forventet antal master til destruktion	t	t	t	t	t
98.342	19.668	41,1	50,5	80,6	172,3
196.940	39.388	82,3	101,2	161,5	345,0

Analysen fra Energi Danmark og Kommunekemi ligger tæt på hinanden og er en illustration af den forventede variation. I vurderingen af mængden af metaller i træet har vi benyttet tal fra Energi Danmark.

Ifølge de oplysninger, vi har kunnet skaffe, er ingen eller meget få master blevet deponeret. Potentialet for behandling er altså ca. 59.000 t svarende til knap 12.000 t/år, hvis alle master skal destrueres over en periode på fem år. Antagelsen om, at masterne skal destrueres inden for en periode på fem år, stammer fra Mathiassen (2003), der også har leveret tallene om masterne. Det er i alles interesse at destruere masterne så hurtigt, som det kan lade sig gøre.

Et destruktionsanlæg vil i begyndelsen primært behandle masterne og efterhånden, som de er "brugt", blande mere og mere af den løbende strøm af imprægneret affaldstræ i. Anlæggets kapacitet skal selvfølgelig afpasses, så den passer til situationen på langt sigt. Derfor kan man ikke bare destruere alle masterne det første år.

Affaldstræ fra kommunale indsamlingsordninger – Potentiale

Potentialet for den årlige mængde af imprægneret affaldstræ fra kommunale indsamlingsordninger er baseret på oplysninger i Malmgren-Hansen et al. (1999) fra 1997, dog med den ændring, at ledningsmaster er trukket ud af beregningerne.

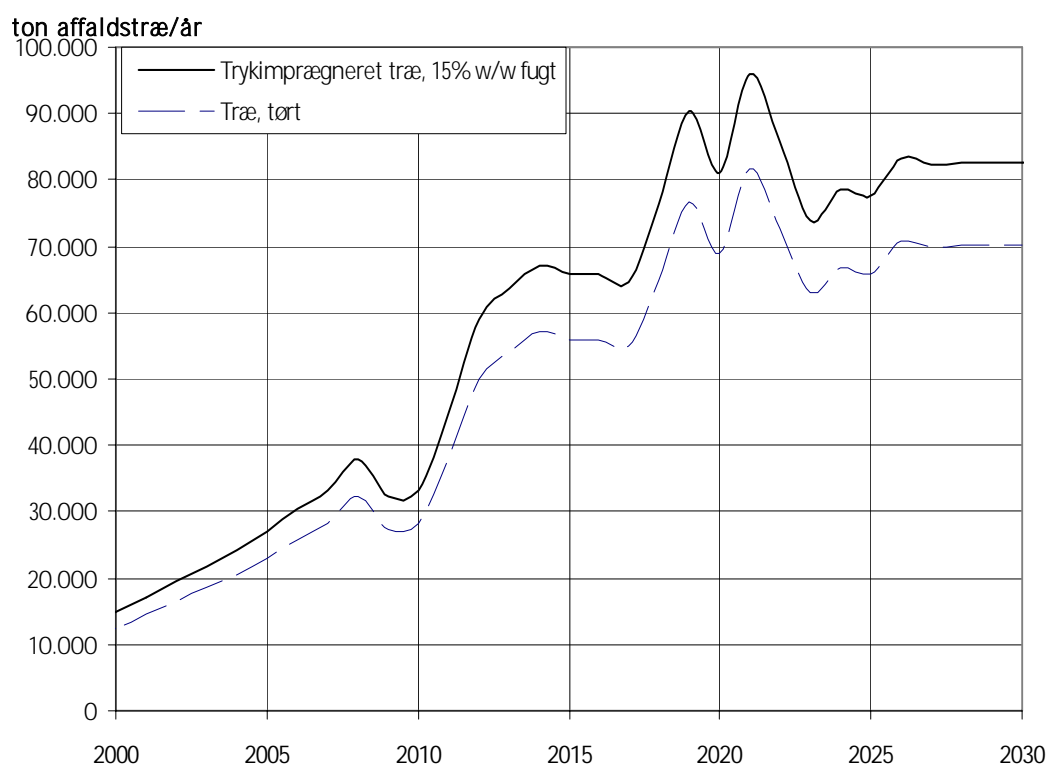
I Malmgren-Hansen et al. (1999) er de producerede, importerede og eksporterede mængder estimeret fra 1960 til 1992 ud fra data fra Dansk Træimprægneringskontrol og Danmarks Statistik. Mængden af ophobet træ skønnes for et enkelt år at være:

$$\text{Ophobning} = \text{Produktion} + \text{Import} - \text{Eksport} - \text{Henfald}$$

Ved henfald forstås den mængde træ, der forsvinder fra samfundet i form af biologisk nedbrydning eller ved bortskaffelse til forbrænding eller deponi. Henfald er ikke medtaget i Malmgren-Hansen et al. (1999), da det ikke er vurderet muligt at estimere denne faktor. Potentialet indeholder ikke nogen

vurdering af, hvor meget træ det vil være muligt at indsamle. Udformningen af lovgivning og indsamlingsordninger vil have stor betydning for, hvor meget affaldstræ der faktisk vil kunne indsamles. Det ligger uden for dette projekts rammer at vurdere det reelle indsamlingspotentiale.

På Figur 1 ses resultatet af en prognose (Malmgren-Hansen et al. (1999), Appendix 1) for den forventede samlede mængde imprægneret affaldstræ ekskl. netledningsmaster frem til år 2030. Som middellevetid er antaget 30-35 år. Desuden er det antaget, at kun 75% af den producerede mængde imprægneret træ rent faktisk overlever de ca. 35 års anvendelse, da en væsentlig andel af træet bliver nedbrudt på den ene eller anden måde. Prognosen skal naturligvis tages med forbehold.



Figur 1. Potentiale pr. år for mængden indsamlet imprægneret affaldstræ (ekskl. ledningsmaster) (Malmgren-Hansen et al. 1999).

For at kunne vurdere denne ophobede mængde imprægneret træ, i forhold til et reelt indsamlingspotentiale, er det nødvendigt at have kendskab til den indsamlede mængde imprægneret affaldstræ før og nu, samt det indsamlede træs "renhed" (altså hvor stor en del af det indsamlede "imprægnerede" træ der rent faktisk er imprægneret). Ifølge Cramer (2004) findes der kun et meget groft skøn for mængden af indsamlet imprægnerede affaldstræ på landsplan. På baggrund af den indsamlede mængde imprægneret affaldstræ i et kendt opland i 2003 er der foretaget en ekstrapolation, der viser, at tilsvarende indsamling på landsplan vil give ca. 15.000 t/år i 2003, hvilket ligger rimelig tæt på estimatet i figur 1.

Forventet sammensætning

Københavns og Frederiksberg Kommuner gennemførte i 2001 et forsøg med indsamling af imprægneret affaldstræ i specielle containere. I forsøget blev de

indsamlede mængder vejet, men ikke analyseret for sammensætning. I indværende projekt har vi kontaktet Miljøkontrollen i Københavns Kommune, R98 og Amagerforbrænding I/S med henblik på at udtage prøver og analysere indholdet af containere til imprægneret affaldstræ opstillet på genbrugsstationer i byen. Kun én genbrugsstation indsamler imprægneret træ i en speciel container, og på grund af årstiden har tilførslen af affaldstræ været så lav, at det ikke har været muligt at udtage en repræsentativ prøve. Vi har derfor baseret den forventede sammensætning af indsamlet imprægneret affaldstræ på prøveudtagning og analyser af ca. 5 t imprægneret affaldstræ, som Kommunekemi A/S har modtaget (Kristensen 2003).

Tabel 0.2 viser den forventede sammensætning i de to scenarier, der ligger til grund for de budget- og samfundsøkonomiske beregninger. Formålet med de to scenarier er at belyse behandlingsprocessernes følsomhed over for variationer i sammensætningen af affaldstræet. De to scenarier er valgt, således at det ene ("maks.") på alle punkter normalt giver en bedre driftsøkonomi end det andet.

Tabel 0.2. Forventet sammensætning af affaldstræ indsamlet i kommunale indsamlingsordninger. Indhold af metaller, sand/grus og aske er baseret på oplysninger fra Kommunekemi A/S. (Kristensen 2003)

Analyse	Enhed	Scenarier	
		Min.	Max.
Træ	% w/w	47,72	74,7
Cu	mg/kg TS	1200	1300
Cr	mg/kg TS	850	900
As	mg/kg TS	750	800
Frit Fe	% w/w TS	2	5
Sand/grus+aske	% w/w TS	10	5
Aske ialt	% w/w	12,28	10,3
Vand	% w/w	40	15
Nedre brændværdi	MJ/kg AF	10,5	15,8
Nedre brændværdi	MJ/kg	9,3	14,3

% w/w angiver vægtprocent

mg/kg TS angiver mg metal i forhold til kg tørstof i træet

AF: askefrit

De to scenarier tager udgangspunkt i, at indholdet af Cu, Cr og As i "rent" imprægneret affaldstræ er nogenlunde konstant, idet udvaskningen af imprægneringsstofferne primært sker i de første få år af træets levetid. Koncentrationsniveauet er baseret på erfaringerne i Kristensen (2003).

Svenske erfaringer tyder på, at der typisk er 5% w/w TS-frit jern i indsamlet affaldstræ. Da en del af indtægterne i behandlingen af affaldstræet kommer fra salg af jernskrot, regnes i "min."-scenariet med kun 2%.

Ifølge Kristensen (2003) vil indholdet af sand og grus i affaldstræ ligge mellem 5-10% af træmængden, hvis der vælges en passende håndteringsmetode. Vi har derfor benyttet enderne i dette interval i de to scenarier.

Den samlede askemængde i de to scenarier beregnes som summen af Cu, Cr, As, frit Fe og sand/grus+aske.

Scenarium "min." har et fugtindhold, der svarer til det typiske niveau på ca. 40% w/w, mens de 15%, som rapporteres i Kristensen (2003), benyttes i det andet scenarium.

Indholdet af træ og den nedre brændværdi i de to scenarier er beregnet ud fra indholdet af aske og vand.

Scenarium "min." indeholder således kun ca. 48% tørt træ, 12,3% aske primært i form af sand og grus og 40% vand. Brændværdien er derfor så lav som 9,3 MJ/kg. Scenarium "maks." indeholder ca. 75% træ, 10,3% aske med 5% Fe og kun 15% vand. Brændværdien er beregnet til ca. 14,3 MJ/kg.

1.2.2 Kreosotimprægneret affaldstræ

Potentiale

Kreosotbehandlet affaldstræ produceres primært i få, afgrænsede mængder hos Banedanmark (sveller), elselskaberne (master) samt i private og offentlige havne. Ifølge Andersson & Quistgaard (2002) har de danske havne stort set intet kreosotbehandlet træ.

Ledningsmaster og sveller

Energi Danmark undersøgte i 1999, hvor mange kreosotimprægnerede master netselskaberne havde på lager og i "jorden". Undersøgelsen (Mathiassen 2003) viste, at selskaberne havde ca. 265.000 master med samlet vægt på ca. 53.000 t. Energi Danmark undersøgte ikke sammensætningen af masterne.

Banedanmark oplyser, at der i alt findes ca. 125.000 ton træsveller i Danmark, samt at der frem til 2010 skal bortskaffes ca. 12.000 ton træsveller pr. år (Andersson & Quistgaard 2002).

Vi vurderer derfor den samlede potentielle mængde kreosotimprægneret affaldstræ til ca. 178.000 t.

Nesa indleverer kreosotbehandlet træaffald til AV Miljø (Andersson & Quistgaard 2002), Seas og Banedanmark indleverer kreosotbehandlet træaffald til Kommunekemi og fremover også til godkendte affaldsforbrændingsanlæg. Banedanmark sælger desuden en lille del til virksomheder, der genbruger det kreosotbehandlede træ.

1.2.3 Mængden af imprægneret affaldstræ relevant for den økonomiske analyse

Udgangspunktet og basisscenariet for denne analyse er den nuværende behandling af imprægneret affaldstræ, hvor det kreosotbehandlede træ forbrændes i særlige forbrændingsanlæg, mens det øvrige, saltimprægnerede affaldstræ deponeres. Det forudsættes, at det kreosotbehandlede affaldstræ fortsat forbrændes, og at det derfor udelukkende er det "ikke-kreosotbehandlede" imprægnerede affaldstræ – ledningsmaster og træ indsamlet i de kommunale indsamlingsordninger – der er relevant i forhold til evalueringen af behandlingsmetoderne. Omkostningerne forbundet med behandlingsmetoderne vurderes i forhold til basisscenariet, dvs. den nuværende behandling (= deponering). I basisscenariet er det kommunerne/borgerne, der betaler for deponering af imprægneret affaldstræ indsamlet i de kommunale indsamlingsordning-

ger. Kommunerne betaler i første omgang, men omkostningerne føres i sidste ende over på borgene på grund af ”hvile i sig selv-princippet. Netselskaberne betaler for deponering af ledningsmasterne. Denne opdeling af finansieringen vil også gælde for alternative behandlingsscenarier. Da der ingen ændring sker i forhold til mængden og behandlingen af det kreosotbehandlede affaldstræ, indgår dette ikke i analysen af behandlingsmetoderne.

2 Metode og forudsætninger

Den miljø- og samfundsøkonomiske analyse af indsamling og behandling af imprægneret affaldstræ analyserer og opgør de samfundsøkonomiske konsekvenser af en række scenarier for indsamling og behandling af imprægneret affaldstræ, herunder såvel de budgetøkonomiske som de velfærdsøkonomiske konsekvenser. Analysen er foretaget i overensstemmelse med Miljøministeriets vejledning i "Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter" (Møller et al., 2000). Vejledningens anbefalinger vedrørende forudsætningerne for kalkulationsrente og forrentningsfaktorer blev opdateret i 2001 (Møller, 2001) for at tilpasse Miljøministeriets vejledning til Finansministeriets anbefalinger.

I henhold til vejledningen indeholder analysen en konsekvensbeskrivelse for de reale (fysiske) konsekvenser, en budgetøkonomisk analyse, der beskriver de direkte økonomiske konsekvenser, samt en velfærdsøkonomisk analyse, der også inkluderer miljøkonsekvenser. De velfærdsøkonomiske og budgetøkonomiske beregninger er i denne analyse tæt sammenhængende. Den helt overvejende vægt er derfor lagt på de velfærdsøkonomiske beregninger.

Mens den *budgetøkonomiske opgørelse* sigter mod at opgøre konsekvenserne i form af en pengestrømsanalyse af konsekvenserne for de offentlige finanser, for de berørte erhverv, virksomheder og husholdninger, så opgøres de *velfærdsøkonomiske* konsekvenser i form af ændringerne i samfundets samlede velfærd. Dette sker som nævnt på grundlag af en beskrivelse af fordele og ulemper ved behandlingsmetoderne (teknikvalgene), og så vidt muligt beskrives disse i monetære enheder. Fordele og ulemper, som ikke kan opgøres i priser, beskrives kvalitativt.

2.1 Konsekvensbeskrivelse

I konsekvensbeskrivelsen opgøres de direkte økonomiske og miljømæssige konsekvenser ved at benytte en bestemt metode til behandling af det imprægnerede affaldstræ. De økonomiske konsekvenser omfatter både markedsomsatte og ikke markedsomsatte goder. De markedsomsatte goder, fx produktionsfaktorer og råstoffer, har en pris, mens de miljømæssige konsekvenser omfatter ikke-markedsomsatte goder/effekter. Disse goder omsættes ikke på et marked og har derfor ikke en pris. Miljøkonsekvenserne omfatter emissioner af forskellige stoffer til luft, jord og vand, støj og miljøforbrugsgoder som sundhed, herlighedsværdier osv.

Ideelt set bør udgangspunktet for opgørelsen af de miljømæssige konsekvenser ifølge Møller et al. (2000) baseres på en beskrivelse og kvantitativ opgørelse af projektets belastning af miljøet. Projektets ændringer af miljøtilstanden som følge af ændringer i emissioner, støj mv. bør også beskrives og vurderes i forhold til befolkningens levevilkår. I praksis vil der dog ofte være betydelige problemer forbundet med at få belyst de årsagsmæssige sammenhænge mellem forskellige belastningsformer og de endelige konsekvenser for miljøtilstanden samt for befolkningens levevilkår. På grund af mangelfulde data omkring de årsagsmæssige sammenhænge må konsekvensbeskrivelsen derfor ofte begrænses til at beskrive belastningsændringerne (Møller et al. 2000).

Samlet består konsekvensbeskrivelsen af en beskrivelse af konsekvenserne for disse typer af goder:

- Markedsomsatte forbrugsgoder
- Produktionsfaktorerne (arbejdskraft, fast kapital (bygninger, maskiner, øvrigt inventar), miljøet (jord, vand)
- Råstoffer (udtømmelige og fornybare)
- Markedsomsatte produktionsgoder – råvarer, halvfabrikata, el mv.
- Import, eksport
- Miljøkonsekvenser

(Jf. Møller et al. 2000).

I kapitel 3 er de økonomiske og miljømæssige konsekvenser ved at benytte en bestemt behandlingsmetode til behandling af det imprægnerede affaldstræ opgjort.

2.1.1 Afledte effekter for samfundet

Afledte effekter for samfundet, herunder bl.a. påvirkning på indkomstfordelingen, beskæftigelse samt udenrigshandel, indgår ikke i analysen. Inddragelse af afledte effekter vil kræve en nationaløkonomisk analyse, hvilket ligger uden for dette projekts rammer. Denne afgrænsning findes ligeledes i Miljøstyrelsen (2002) og Miljøstyrelsen (2003a).

2.1.2 Nationalt versus internationalt perspektiv

Som udgangspunkt anlægges der normalt en rent national synsvinkel i forbindelse med samfundsøkonomiske vurderinger af projekter (Møller et al. 2000). Det skyldes, at vurderingsgrundlaget udgøres af de konsekvenser, en ændring i behandling af imprægneret affaldstræ medfører for det danske samfund, samt at vurderingen sker på grundlag af den danske befolknings præferencer. Den nationale synsvinkel betyder dog ikke, at man kan se bort fra miljøkonsekvenser i udlandet. Man bør blot undlade en egentlig systematisk vurdering og prissætning af disse udenlandske miljøkonsekvenser, da den danske befolknings præferencer udgør et tvivlsomt grundlag, og et forsøg på at inddrage udenlandske præferencer i vurderingen vil være forbundet med store problemer.

Denne samfundsøkonomiske analyse af behandlingsmetoder til behandling af imprægneret affaldstræ var forudsat at omfatte fem metoder. En af de oprindeligt udvalgte processer udføres i Tyskland. Hornitex Werke, der står for denne behandlingsmetode, har dog ikke ønsket at medvirke til undersøgelsen, og metoden er derfor ikke vurderet her.

I analysen indgår konsekvenserne af oparbejdelsen af kobber og krom fra imprægneret affaldstræ, dvs. en marginal ændring i behovet for udvinding af kobber og krom fra miner i udlandet og deraf afledt en marginal ændring i emissionerne forbundet med mineudvinding af disse metaller. Livscyklusdata for mineudvinding af kobber og krom er hentet fra UMIP-databasen (Miljøstyrelsen 2004). Undgåede emissioner forbundet med oparbejdelsen af kobber og krom indgår udelukkende kvantitativt i analysen. Betydningen af disse undgåede emissioner synliggøres i en følsomhedsanalyse, hvor den danske befolknings prissætning anvendes som en approksimation for den udenlandske befolknings prissætning.

2.1.3 Teknikvalg

Den samfundsøkonomiske analyse tager udgangspunkt i en teknikvalgsproblemstilling. I denne teknikvalgssituation står samfundet over for at skulle vælge mellem forskellige metoder til behandling af imprægneret affaldstræ. Samfundets valg bør være optimalt over en længere tidshorizont, og det bør ikke være bundet af allerede foretagne valg og investeringer. I en teknikvalgssituation medregnes derfor de fulde investeringer i alle behandlingsalternativer. Da teknikvalgstilgangen angiver det optimale teknikvalg uafhængigt af den nuværende situation, kan en supplerende analyse (evt.) vise, hvornår det vil være optimalt at udskifte den nuværende teknologi. En sådan supplerende analyse er ikke udført her.

2.1.4 Tidsperspektiv

Tidshorizonten for de enkelte teknologier følger af anlæggenes levetid, og denne anvendes som tidshorizont i beregningerne. Dette medfører sammenligningsproblemer, når teknologier med forskellig levetid skal sammenlignes. Ved sammenligning af projekter med forskellig tidshorizont skal projekternes nutidsværdi derfor omregnes til årlige nettoomkostninger/gevinster (jf. Møller et al. 2000). De årlige omkostninger beregnes ved at annuisere det enkelte projekts nutidsværdi for det pågældende projekts tidshorizont og herved omregne projektets nutidsværdi til en fast årligt netto-benefitstrøm.

Vi har principielt taget udgangspunkt i de levetider, der er oplyst i forbindelse med indsamlingen af data. I et enkelt tilfælde har vi dog lavet en følsomhedsanalyse (jf. afsnit 5.2), hvor vi for RGS90 har regnet med samme lidt længere levetid, som der er regnet med for Kommunekemi¹.

Ud over problemerne ved sammenligning af teknologier med forskellig tidshorizont opstår der desuden problemer, når effekten af en evt. forurening skal vurderes på langt sigt. Der findes sjældent data til beskrivelse af langtidseffekter af en given forurening. I nærværende undersøgelse dækker scenarierne perioden 2000-2030. Denne afgrænsning skyldes, at undersøgelsens fremskrivning af udviklingen mængden af imprægneret affaldstræ dækker denne periode.

2.1.5 Skatteforvridning

I projektet er det overvejet, hvilken rolle skatteforvridning bør spille. Der tages udgangspunkt i analyserne i Møller og Jensen (2004). Projektet gennemfører en efter omstændighederne grundig velfærdsøkonomisk vurdering af behandlingsmetoder af imprægneret affaldstræ. Mht. finansiering vil den af Miljøministeriet til sin tid valgte behandlingsform blive finansieret ved hjælp af et gebyr typisk per ton imprægneret affaldstræ. Spørgsmålet er altså, om der i forbindelse med dette gebyr er tale om skatteforvridning. Litteraturen er uenig herom, jf. Møller og Jensen (2004) side 23. I en amerikansk rapport om emnet (OMB, 1992) fremhæves, at der ikke skal regnes med skatteforvridning, hvis projekter finansieres ved gebyrer, der erstatter markedspriser. En anden kilde (Statens Vegvesen m.fl. 2001) mener, at disse gebyrer har lighedstræk med generel beskatning, hvorfor der skal regnes med skatteforvridning.

¹ Dette er sket, efter at RGS90 (i RGS90, 2005) har stillet spørgsmål ved, om der er regnet med ens afskrivninger.

I dette projekt er den velfærdsøkonomisk mest attraktive teknologi også den teknologi, der er budgetøkonomisk billigst og dermed kræver færrest gebyrer. Det betyder at en evt. indregning af skatteforvridning blot vil gøre det velfærdsøkonomisk mest attraktive projekt endnu mere attraktivt. Under alle omstændigheder ligger det uden for rammerne af dette projekt at fastlægge en relevant faktor for skatteforvridning. Institutionerne og finansieringsmekanismerne omkring monopolregulerede institutioner er sådan, at priser/gebyrer, der finansierer monopolreguleret forsyning, ikke (som i Statens Vegvesen, 2001) kan sammenlignes med generel beskatning. Skulle der regnes med skatteforvridning, ville der skulle estimeres en særlig skatteforvridningsfaktor. I forhold til usikkerhederne mht. miljøeffekterne og værdisætningen heraf ville dette under alle omstændigheder ikke virke særlig relevant.

Provenutab og gevinst synes derimod mere relevant at håndtere i forbindelse med de forskellige processer. Er fx træ, der bliver rensat for imprægnering, rent også i affaldsafgift-lovgivningens forstand. Det er det næppe. Men det ligger uden for rammerne af dette projekt at opstille forskellige scenarier for den afgiftsmæssige håndtering af de forskellige teknologier, og så evt. belaste/godskrive de forskellige processer for skatteforvridning.

Måske vil det også være mere relevant – på sigt – at tilpasse affaldsafgiften, således at den velfærdsøkonomiske mest favorable teknologi vælges.

2.2 Budgetøkonomisk analyse

Formålet med den budgetøkonomiske analyse er ideelt set at opgøre hvert behandlingsalternativs økonomiske konsekvenser for hver af de berørte sektorer. I forbindelse med behandling af imprægneret affaldstræ er de berørte parter kommuner, transportfirmaer, affaldsbehandlingsvirksomheder, staten samt husholdningerne. En budgetøkonomisk analyse viser de betalingsstrømme, som det enkelte behandlingsalternativ giver anledning til for disse aktører, og analysen kan dermed afdække de økonomiske vindere og tabere ved det enkelte behandlingsalternativ (fordelingseffekterne).

I den budgetøkonomiske analyse opgøres omkostninger forbundet med forbehandling (inkl. transport) og behandling af det imprægnerede affaldstræ samt indtægter fra produkter (genanvendte metaller og produceret energi) og evt. restprodukter. Indkomsteffekterne for de berørte virksomheder og erhverv opgøres i de priser, som virksomhederne faktisk modtager, og de skal betale, dvs. priserne fratrukket afgifter og tillagt subsidier (jf. Møller et al. 2000, s. 172).

Oplysninger vedrørende investeringer opgøres også som de faktiske omkostninger med den aktuelle rentesats. I den budgetøkonomiske beregning anvendes markedspriserne eksklusive afgifter, som refunderes, typisk moms. Til beregning af projektets nutidsværdi anvendes i den budgetøkonomiske analyse en kalkulationsrente på 6% som afspejling af markedsrenten (jf. Miljøstyrelsen 2003, Møller et al., 2000 og Møller, 2001). Se boks 2.1. for en nærmere beskrivelse af opgørelsesmetoden og forudsætningerne for beregningerne.

2.3 Velfærdsøkonomisk analyse

Den velfærdsøkonomiske analyse opgør forbruget af de ressourcer, som samfundet samlet set anvender på behandlingen af imprægneret affaldstræ. Ressourcerne prissættes ved hjælp af beregningspriser og sammenholdes med den velfærdsmæssige værdi af de miljøkonsekvenser, samfundet oplever som følge

af den anvendte behandlingsmetode. I den velfærdsøkonomiske analyse medtages afgifter og tilskud ikke, da disse i princippet blot er omfordelinger i samfundet. I forhold til den budgetøkonomiske analyse omregnes alle faktorpriser til forbrugerpriser ved hjælp af nettoafgiftsfaktoren, således at det er forbrugernes betalingsvilje, der opgøres. Nettoafgiftsfaktoren angiver forholdet mellem forbruger- og faktorpriser og beregnes som forskellen mellem BNI og BNP. Ifølge Møller et al. (2000) sættes dette forhold til 1,17. For internationalt handlede varer er nettoafgiftsfaktoren sat til 1,25.

Behandlingsmetodernes nutidsværdi beregnes i den velfærdsøkonomiske analyse ved at anvende en kalkulationsrente på 3% som afspejling af befolkningens tidspræferencerate. Hensynet til mistet alternativt velfærdsøkonomisk afkast ved at projektet fortrænger andre aktiviteter i samfundet skal også indregnes. Når andre offentlige eller private investeringer har en marginal velfærdsøkonomisk afkastrate på q , så bør projektet mindst give anledning til et tilsvarende afkast. Møller (2001) anbefaler, at denne afkastrate sættes til 6%. I beregningerne af nutidsværdien ved et projekt anbefales det således at multiplicere en del af, eller hele det investerede beløb i projektet med forrentningsfaktoren for at få et udtryk for nutidsværdien af det mistede alternative afkast.

Boks 2.1. Beregningsforudsætninger for den budget- og velfærdsøkonomiske opgørelse, markedsomsatte goder.

Produkterne

De budgetøkonomiske omkostninger opgøres med anvendelse af faktorpriser, mens de velfærdsøkonomiske omkostninger opgøres i markedspriser, dvs. i priser, der er justeret med nettoafgiftsfaktoren for indenlandsk- og internationalt handlede varer. Nettoafgiftsfaktorer (NAF) på indenlandske varer er 1,17 og internationalt handlede 1,25.

Kapitalapparatet

I den budgetøkonomiske opgørelse multipliceres investeringsudgiften med annuitetsfaktoren for en investering til projektets levetid, til en afkastrate på 6%. Herved beregnes de årlige omkostninger.

I den velfærdsøkonomiske opgørelse beregnes de årlige velfærdsøkonomiske kapitalomkostninger for hver enkelt teknologi ved at beregne nutidsværdien af projektet ved at

- 1) multiplicere investeringsudgiften med den generelle nettoafgiftsfaktor (1,17 eller 1,25 afhængigt af, om anlægget er indenlandsk eller udenlandsk produceret).
- 2) multiplicere dette beløb med forrentningsfaktoren på kapital (f), med en alternativ afkastrate for kapitalen på 6%, en kalkulationsrente på 3 pct. og en tidshorisont T for projektets levetid (jf. formel for forrentningsfaktoren)
- 3) annuisere den beregnede nutidsværdi til projektets tidshorisont og med en kalkulationsrente på 3%.

Arbejdskraft

De budgetøkonomiske priser på arbejdskraft er opgivet af firmaerne for affaldsbehandlingen, inkl. pensionsindbetalinger, forsikringer mv. de velfærdsøkonomiske omkostninger er forhøjet med NAF 1,17 for indenlandsk producerede varer og tjenester.

Kemikalier, vand, el og olie

De budgetøkonomiske priser er de priser, virksomhederne har opgivet, mens de velfærdsøkonomiske beregningspriser fremkommer ved multiplikation med nettoafgiftsfaktoren (NAF). For kemikalier, el og olie er denne 1,25 og for vand er den 1,17.

Vedligehold

Omfatter udgifter til løn og indenlandske produkter, hvorfor denne udgift forhøjes

med NAF på 1,17 i den velfærdsøkonomiske opgørelse.

Afgifter

Ideelt set burde nettoafgiftsfaktoren derfor fastsættes eksklusiv disse afgifter, men denne korrektion vil være af mindre betydning. Provenumæssige konsekvenser i form af tabte eller vundne skatter og afgifter indgår ikke i beregningerne, da værdien af tabte eller vundne skatter ikke er et udtryk for et reelt samfundsøkonomisk tab eller gevinst, men er alene et udtryk for en omfordeling af de tilgængelige ressourcer.

2.3.1 Kvantificering og værdisætning af miljøeffekter

Ligesom den budget- og velfærdsøkonomiske opgørelse af konsekvenserne for de markedsomsatte goder starter opgørelsen af miljøkonsekvenserne med en beskrivelse og evt. kvantitativ opgørelse af miljøeffekterne og ændringerne i dem. For affaldsområdet omfatter dette emissioner til luft, men i det omfang, det er muligt at beskrive emissionerne til vand og jord, er dette også væsentligt. Luftemissionerne fra forbrænding af affald, herunder imprægneret træ, er bl.a. de gængse emissioner i form af SO_2 , NO_x , partikler, CO_2 , men også tungmetaller, dioxin og kemikalier. Luftemissionerne stammer hovedsagligt fra forbrændingen, mens emissionerne til jord og vand også sker fra deponering af affald og deponeringen af slagge efter forbrænding. Der kan opstå skader på grundvand og overfladevand som følge af udslip af perkolat fra deponier. Endvidere er transporten også af betydning, mest for emissionerne til luft.

Disse emissioner medfører samfundsøkonomiske tab, mens der på den positive side skal regnes med, at der opstår produktion af varme og energi gennem forbrændingsprocessen, ligesom forskellige metaller kan genvindes fra affaldet.

En af de store forskelle mellem den budgetøkonomiske analyse og den velfærdsøkonomiske analyse er, at den velfærdsøkonomiske analyse inddrager miljøkonsekvenserne fra hver enkelt behandlingsmetode. For at kunne inddrage miljøkonsekvenserne er det nødvendigt at kvantificere og værdisætte dem.

Da miljøgoder/-konsekvenser ikke handles på et marked på lige fod med almindelige markedsomsatte goder, har disse goder ikke nogen egentlig markedspris. Beregningspriser på miljøgoder skal alene opfattes som vægte, da der altid vil være usikkerhed på den "sande" pris, og anvendelsen af beregningspriser for miljøprojekternes konsekvenser udsættes ofte for kritik. På grund af usikkerhed kan det endog være mere eller mindre umuligt at kvantificere og værdisætte samtlige miljøeffekter, jf. afsnit 2.3.2.

Beregningspriser for disse ikke-markedsomsatte goder skal så vidt muligt bygge på resultaterne af afsløret betalingsvillighed. Der findes mange metoder hertil, hvor betalingsvilje afsløres direkte eller indirekte: allerede afholdte udgifter kan anvendes (huspriser, rejseomkostninger), eller man kan spørge til den hypotetiske betalingsvillighed ved interviewteknikker (betinget værdisætning). Denne opgørelse af betalingsviljen gør betalingsviljen for disse goder sammenlignelige med betalingsviljen for andre goder, der er udtrykt i de gældende markedspriser dvs. inkl. moms, afgifter. De præferencebaserede priser indikerer befolkningens præferencer over for marginale ændringer i miljøgodet i forhold til præferencer over for marginale ændringer i udbudet og anvendelsen af traditionelle markedsomsatte goder og tjenester. Alternativt er priserne fremkommet ved anvendelse af skadesomkostninger, eller med udgangspunkt i omkostningsbaserede priser for statistiske liv, hvor sandsynligheden for

dødsfald og sygdom som følge af emissionerne anvendes i sammenhæng med prisen for statistisk liv (jf. Andersen & Strange 2003, Andersen et al. 2004).

Andersen & Strange (2003) vurderer i en kvalitetsvurdering af de hidtil anvendte miljøøkonomiske beregningspriser, at der ikke eksisterer et sæt konsistente beregningspriser, der uden videre kan overføres til danske forhold. Andersen et al. (2004) har senere udarbejdet beregningspriser for udvalgte luftemissioner, baseret på priser fra EU-kommissionens såkaldte BeTa-system (*Benefit tables*) sammen med luftemissons-modeller. Beregningspriserne anvendt i Andersen et al. (2004) vil derfor også blive anvendt i nærværende analyse.

I forbindelse med miljøkonsekvenser/skadeseffekter forbundet med affaldsdeponering gør Andersen & Strange (2003) opmærksom på, at den vigtigste skadeseffekt ifølge ExternE vurderes at være tabt herlighedsværdi. Der findes ingen danske studier, der kvantificerer og/eller værdisætter denne mulige tabte herlighedsværdi, og det er derfor ikke muligt at inddrage denne miljøkonsekvens i analysen. Tidligere samfundsøkonomiske analyser på affaldsområdet har ligeledes undladt at inddrage værdien af tabt herlighedsværdi.

De anvendte beregningspriser er præsenteret i tabel 2.1.

Tabel 2.1. Anvendte beregningspriser for miljøeffekter og emissioner

	Enhedspris	Kilde:
CO ₂ *	kr./kg	0,02 Andersen & Strange 2003
Methan	kr./kg	X Ingen opgørelse
Partikler (PM2,5)****	kr./kg	1308 Andersen et al. 2004/p. 8-9
Partikler (PM10)***	kr./kg	783 Andersen et al. 2004/p. 8-10
VOC	kr./kg	BeTa, EU-kommissionen
NOx	kr./kg	83 Andersen et al. 2004/p. 8-9
SO ₂	kr./kg	583 Andersen et al. 2004/p. 8-9
CO	kr./kg	0 Andersen, pers. komm.
HCl	kr./kg	X Ingen opgørelse
Cd	kr./kg	X Ingen opgørelse
Bly og øvrige tungmetaller	kr./kg	13142 Andersen, pers. komm. Spadaro & Rabl, 2003**
Arsen	kr./kg	5358 Andersen, pers. komm. Spadaro & Rabl, 2003**
Dioksiner	kr./kg	9.000.000 Andersen et al. 2004, p.

*Andersen & Strange 2003.

**Spadaro J.V. & A. Rabl (2003): Pathway Analysis for Population-Total Health Impacts of Toxic Metal Emissions.

*** Omregnes fra PM2,5 ved at dividere med 1,67 (Andersen, pers. komm.)

**** Beregnet som et gennemsnit for byer over 100.000 og 500.000 indbyggere.

En af de forudsætninger, der er lagt ind i beregningen af disse beregningspriser, er, at de omfatter gennemsnitsestimater for Sjælland og Jylland samt byer, der er et gennemsnit mellem 100.000 og 500.000 indbyggere. Der kan laves en følsomhedsanalyse for placering af anlæg i nærheden af byer med 500.000 indbyggere eller mere. Beregningspriserne er for byer med 500.000 indbyggere stadig som gennemsnit af byer i Jylland og på Sjælland. Priserne er gengivet i tabel 2.2.

Tabel 2.2. Beregningspriser for større byer, følsomhedsberegning

Eksternalitetstype	Enhedspris
--------------------	------------

CO ₂	0,02
Methan	X
Partikler (PM2,5); store byer over 500000	2153
Partikler (PM10); store byer over 500000	1289
VOC	
NOx	83
SO ₂	972
CO	0
HCl	X
Cd	X
Bly og øvrige tungmetaller	13142
Arsen	5358
Dioksiner	9.000.000

Kilden til disse beregningspriser er de samme som for tabel 2.1.

2.3.2 Ikke værdisatte effekter

Ved beregning af de samfundsøkonomiske omkostninger er det ikke altid muligt at kvantificere samtlige emissioner afledt af en handling. Og selv hvis samtlige emissioner kan kvantificeres, kan det være et problem at beskrive eller kvantificere miljøeffekten af emissionerne. I dette konkrete projekt har det ikke været muligt at afdække og kvantificere samtlige emissioner og miljøeffekter ved de forskellige behandlingsmetoder til imprægneret affaldstræ. Det er således heller ikke muligt at beregne værdien af disse ikke-kvantificerbare miljøeffekter. Som det fremgår af tabellerne 2.1. og 2. 2., gælder dette fx methan, HCl og Cd. Flest mulige effekter er dog søgt kvantificeret og værdisat med anerkendte beregningspriser.

2.3.3 Substitutionseffekt

Ved forbrænding af imprægneret affaldstræ fremstilles el og varme, hvorved konventionelle energikilder og de heraf afledte emissioner og skadesomkostninger fortrænges.

Ved oparbejdelse af kobber og krom fra imprægneret affaldstræ sker der ligeledes en fortrængning af emissioner. I dette tilfælde drejer det sig om de emissioner, der undgås på grund af den mulige reducerede indvinding af jomfruelige materialer. Produkterne fra behandlingen (el og varme (samt kobber og krom)) er værdisat med den velfærdsøkonomiske pris, som er markedsprisen på produkterne og så vidt muligt tillagt værdien af de sparede miljøkonsekvenser ved alternativ produktion.

3 Indsamling og sortering af imprægneret træ

I forhold til omkostninger forbundet med indsamling og sortering af imprægneret affaldstræ afgrænses nærværende projekt til at omhandle afhentning fra genbrugspladserne, kørsel til behandlingsstedet/behandlingsstederne, samt evt. sortering og forbehandling på behandlingsstedet. Husholdningernes forbrug af ressourcer (fx tid og brændstof) til sortering og aflevering af imprægneret affaldstræ på genbrugsstationer indgår ikke i beregningerne, da vi antager, at antallet og beliggenheden af genbrugsstationerne ikke ændres i forhold til valget af behandlingsmetode, samt at en evt. sortering af det afleverede imprægnerede affaldstræ foregår på selve behandlingsstedet og derfor ikke påvirker husholdningerne.

3.1 Nuværende sortering af imprægneret affaldstræ

Ifølge Miljøstyrelsen (2002a) er der stor forskel hos affaldsselskaberne på procedurer ved sortering af imprægneret affaldstræ. Gennem en telefonisk forespørgsel foretaget af Miljøstyrelsen hos otte affaldsselskaber spredt i landet vurderes, at der overordnet er tre tilgange til sortering:

- Alt træ til udendørs brug samt fra vådrum håndteres i dag som imprægneret træ
- Kun træ, der ud fra en visuel vurdering samt kendskab til anvendelsesområdet vurderes som imprægneret træ, behandles som sådan
- Klar procedure omkring sortering af imprægneret træ under udarbejdelse

En besigtigelse af genbrugsstationer i Københavnsområdet viser ifølge Miljøstyrelsen (2002a), at der på I/S Vestforbrændings deponi placeres imprægneret træ sammen med ikke-genanvendelig PVC, tagpap, asfalt og mineraluld. På en genbrugsstation i Københavns Kommune udsorteres imprægneret træ særskilt under en forsøgsordning. Besigtigelsen viser dog, at ubehandlet træ også ryger med i containeren til imprægneret træ (Miljøstyrelsen 2002a). I forsøgsordningen blev de indsamlede mængder vejjet, men ikke analyseret for sammensætning. Det har ikke været muligt inden for nærværende projekt at fremskaffe estimater for omkostninger forbundet med forskellige indsamlings- og udsorteringsprocedurer.

Afhængig af den fremtidige lovgivning på området kan det tænkes, at der kan komme krav om øget fokus på sorteringen af imprægneret affaldstræ på genbrugsstationerne for at mindske mængden af fejlsorteret træ. Fx i form af ikke-imprægneret træ, som reelt kunne forbrændes, men pga. fejl eller uvidenhed frasorteres som imprægneret affaldstræ, der kræver særlig behandling. Et sådant krav kan medføre øgede omkostninger både for selve genbrugsstationen i form af fx skiltning, særlige containere til imprægneret træ og øget bemanding. Det vurderes dog ikke realistisk at forsøge at estimere omkostninger forbundet med ændringer i de anvendte procedurer, når omkostningerne ved de gældende procedurer ikke kendes.

Det ligger uden for dette projekts rammer at spekulere i udformningen af fremtidig lovgivning i forhold til sortering af imprægneret affaldstræ. Det forudsættes derfor, at valget af behandlingsmetode ikke vil give anledning til ændringer i omkostningerne forbundet med sortering på genbrugsstationerne.

Det har ikke været muligt at skaffe specifikke data for samtlige behandlingsanlægsomkostninger forbundet med en evt. sortering og forbehandling af det imprægnerede affaldstræ på de enkelte anlæg. For Kommunekemis behandlingsmetode er omkostningerne indregnet i de oplyste omkostninger, mens de for RGS90 Watechs metode er udspecificeret. Det er derfor valgt at indregne omkostningerne forbundet med evt. sortering og forbehandling i de samlede behandlingsomkostninger for de forskellige behandlingsanlæg.

Dette kapitel koncentrerer sig altså udelukkende om transport af det imprægnerede affaldstræ fra genbrugsstationerne til behandlingslokaliteterne. Transportomkostninger består både af de budgetøkonomiske omkostninger samt miljøomkostninger (omkostninger forbundet med afledte effekter fra transporten).

De beregnede transportomkostninger skal i sidste ende anvendes til at estimere meromkostningerne ved transport til forbrænding og de kemiske behandlingsprocesser i forhold til basissituationen – deponering.

3.2 Budgetøkonomiske omkostninger ved transport

Omkostninger forbundet med transport af imprægneret træ afhænger af den transporterede mængde, transportafstanden samt transportprisen. Analysen antager, at transporten foregår i container via en lastbil >16 ton. Økonomiske data for transport af imprægneret træ på baggrund af denne antagelse (i container via >16 ton lastbil) er sammenstykket dels af data fra Renoflex – P.O.Nielsen (Renoflex 2003), hvor de står for kørslen, samt fra Volvo truckcenter i Taastrup (Jacobsen 2003) for køb af lastbil. Det har ikke været muligt inden for projektets rammer at tage højde for evt. finansieringsmæssige forhold, afskrivninger, skattemæssige forhold osv.

Hvis Renoflex står for transporten, vil en lastbil køre 10 læs á ca. 6 ton i en stor container pr. dag i 200 dage. Prisen pr. år for kørsel og container er ca. 500.000 kr., forudsat at træet ikke skal køres for langt. Renoflex oplyser samtidig, at en lastbil kører 6-800 km/dag (Renoflex, 2003).

Tabel 3.1 Data og beregnede omkostninger baseret på brug af Renoflex til transport af imprægneret affaldstræ ved transport på 700 km/dag.

	Budgetøkonomisk omk.	Velfærdsøkonomisk omk.
Pris for kørsel	500.000 kr./år	585.000 kr./år
Transportlængde	6-800 km/dag	
Transporteret mængde	12.000 ton/år	
Omkostning (kr./km) pr. læs ved 700 km/dag	3,57	4,18
Omkostning (kr/tonkm) ved 700 km/dag	0,60	0,67

Ved beregning af transportomkostningerne ved kørsel med en købt lastbil forudsætter vi, at denne lastbil ligeledes vil køre 10 læs á ca. 6 ton pr. dag i 200 dage, og at lastbilen kører 6-800 km/dag. Det forudsættes ligeledes, at lastbilen

udelukkende anvendes til at transportere imprægneret affaldstræ. Ved køb af en lastbil til at transportere det imprægnerede affaldstræ oplyses følgende omkostninger fra Volvo truckcenter i Taastrup:

Tabel 3.2 Omkostninger ved køb af lastbil til transport af imprægneret affaldstræ ved transport på 700 km/dag.

	Budgetøkonomiske omkostninger (kr.)	Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr.)
Købspris (tilbagebetalingstid 6 år)¹	244.035	301.295
Omkostninger:		
Dieselforbrug (kr./år) ²	336.000	420.000
Vedligehold	51.600	60.372
Bruttoløn til chauffør inkl. pension	279.761	327.321
Forsikring	25.000	29.250
Udgifter i alt pr. år	936.396	1.138.237
Indtægt = salg af lastbil efter 6 år (indtægt fordelt ud over de 6 år)³	42.856	52.912
Årlig omkostning i alt	893.540	1.085.325
Omkostning pr. km (pr. læs)	6,38	7,75
Omkostning pr. tonkm (kr./tonkm)	1,06	1,29

1 Købspris for lastbilen oplyses af Volvo Truck Center til 1.200.000 kr.

2 Dieselpriis er sat til 6 kr./l. Desuden forudsættes kørsel med 12.000 ton affald pr. år, som er kapaciteten for den lejede lastbil og transportomfang på 700 km/dag i 200 dage.

3 Salgsprisen for lastbilen ved salg efter 6 år oplyses af Volvo Truck Center til 210.739 kr.

Sammenlignes transportomkostninger fra hhv. Renoflex (tabel 3.1) og køb af lastbil (tabel 3.2), ses det, at den billigste løsning vil være at få Renoflex til at stå for kørslen.

For at vurdere resultaternes påvirkning af forskelle i transportomkostningerne foretages i kap. 5 en følsomhedsanalyse, hvor transportomkostningerne øges med 100%.

Transport til lokaliteterne for affaldsbehandling

Der findes hverken opgørelser over mængden af indsamlet imprægneret affaldstræ fordelt på fx de enkelte genbrugsstationer og ej heller opgørelser over den totale mængde indsamlet imprægneret affaldstræ på landsplan. For at kunne estimere, hvor langt mængden af imprægneret affaldstræ skal transporteres for at blive behandlet, er det derfor nødvendigt at gøre nogle antagelser.

Det antages således, at det imprægnerede affaldstræ indsamles i ligeligt fordelte mængder på landets genbrugsstationer, samt at mængden af ledningsmaster er fordelt ligeligt rundt i landet. Det antages desuden, at mængden af imprægneret affaldstræ, der kan transporteres fra en genbrugsstation til et behandlingssted, svarer til den potentielle årlige indsamlingsmængde opgjort i afsnit 1.2.1, svarende til summen af den potentielle mængde af ledningsmaster samt potentialet for mængden af imprægneret affaldstræ indsamlet fra de kommunale indsamlingsordninger via genbrugsstationer. I den budgetøkonomiske analyse skelnes der dog mellem transporten af ledningsmasterne og affaldstræet indsamlet fra de kommunale indsamlingsordninger, da netselskaberne er ansvarlige for transporten af ledningsmasterne, mens det er kommunerne, der er ansvarlig for transporten af træet fra de kommunale indsamlingsordninger.

For at estimere den nødvendige transport af imprægneret affaldstræ til de enkelte behandlingsanlæg tages udgangspunkt i, at anlæggene skal køre ved

fuld kapacitetsudnyttelse². Det forudsættes således, at hverken mængderne af træ eller transportkapaciteten er en begrænsende faktor. Begge forudsætninger synes realistiske i forhold til de estimerede mængder i afsnit 1.2.1.

Et groft skøn over den nødvendige totale transport af imprægneret affaldstræ til de enkelte behandlingsanlæg kan estimeres ved at beregne, hvor mange kilometre det vil være nødvendigt at køre i alt for at få transporteret den mængde træ til de forskellige behandlingssteder, der lige præcis svarer til behandlingsanlæggets kapacitet. I det følgende opgøres dog transportomkostningerne pr. ton transporteret imprægneret affaldstræ. Disse beregnede transportomkostninger indgår i beregningerne af behandlingsscenarierne i kapitel 4.

Det er vigtigt at huske, at de estimerede gennemsnitlige afstande er grove skøn, og derfor behæftet med en del usikkerhed. Et mere korrekt bud ville være at vægte afstande fra de enkelte genbrugsstationer efter, hvor stor en mængde imprægneret træ der skulle transporteres fra stedet. Dette er dog ikke muligt, da der ikke findes opgørelser over, hvor meget imprægneret affaldstræ der indsamles på de forskellige genbrugsstationer. Transportomkostningerne vurderes derfor særskilt, således at behandlingsomkostningerne for de forskellige teknikvalg kan vurderes inklusive og eksklusive transportomkostningerne. Hermed kan følsomhedsanalyser for transportomkostningernes betydning vurderes som grundlag for vurdering af betydningen af, hvor anlæggene er lokaliseret.

Fra genbrugsstation til deponi

Videncenter for Affald (2004) har ingen specifik viden om, hvilke deponier der modtager imprægneret træ. Denne viden findes ikke i dag, da et krav om, at deponierne på frivillig basis skal indberette, hvad de deponerer, ikke er trådt i kraft endnu. Videncenter for Affald deler Danmarks deponier op i tre kategorier:

- Deponeringsanlæg (lossepladser): 54 stk.
- Fyldpladser: 35 stk.
- Specialdeponier: 45 stk.

Ifølge Videncenter for Affald (2004) vil det typisk ikke være specialdeponier, der modtager imprægneret træ. Fyldpladser vil muligvis modtage imprægneret træ, men det er usikkert. Videncenter for Affald vurderer derfor, at det vil være deponeringsanlæggene, der tager imod imprægneret affaldstræ. Disse deponeringsanlæg er rimeligt fordelt rundt omkring i landets kommuner, hvorfor det vurderes, at der i gennemsnit skal køres 35-40 km fra en genbrugsstation til et deponi (i alt 2 x 35-40 km pr. læs).

Fra genbrugsstation til forbrænding

Ifølge Videncenter for Affald (2004) er der i dag 32 forbrændingsanlæg i Danmark. Disse anlæg fordeler sig med 12 anlæg på Sjælland, to på Falster, to på Fyn, 17 i Jylland og ét på Bornholm. Der er således færre forbrændingsanlæg end deponier. Selv om forbrændingsanlæggene er nogenlunde ligeligt fordelt, så er Vest/Midtsjælland og Vest/Midtjylland lidt tyndt besat. Et groft skøn på gennemsnitsafstanden fra en genbrugsstation til et forbrændingsanlæg lyder på 40-60 km (i alt 2 x 40-60 km pr. læs).

² Sammenholdes behandlingsstedernes kapacitet med opgørelsen over den potentielle mængde træ til behandling, ses, at den potentielle mængde ikke er en begrænsende faktor.

Fra genbrugsstation til Kommunekemi

Behandlingen af imprægneret affaldstræ på Kommunekemis anlæg er koncentreret på én lokalitet, nemlig på Kommunekemi i Nyborg. Fra Helsingør til Nyborg er der 172 km, fra Skagen til Nyborg er der 387 km og fra Tønder til Nyborg er der 184 km. På baggrund af disse tal er et groft skøn, at en gennemsnitsafstand fra de kommunale genbrugsstationer til Nyborg vil være ca. 150-200 km (i alt 2 x 150-200 km pr. læs).

Fra genbrugsstation til RGS90 Watech

Behandling af imprægneret affaldstræ på RGS90 Watechs anlæg vil ligeledes være koncentreret på en lokalitet. RGS90 Watechs anlæg er endnu ikke opført, og beliggenheden af anlægget må derfor bero på et kvalificeret gæt. Det antages, at RGS90 lægger anlægget til behandling af imprægneret affaldstræ ved Stignæsværket ved Skælskør, hvor de også har andre anlæg liggende. Hvis anlægget lægges ved Skælskør, er der ikke den store forskel i forhold til beliggenheden af Kommunekemi ved Nyborg. Et skøn for den gennemsnitlige transport fra en genbrugsstation til RGS90 Watech vil således ligeledes ligge mellem 150-200 km (i alt 2 x 150-200 km pr. læs).

Tabel 3.3 Estimer for gennemsnitlige transportafstande mellem genbrugsstationer og behandlingslokalitet samt de budgetøkonomiske transportomkostninger pr. læs.

Behandlingsmetode	Deponering	Forbrænding	Kommunekemi	RGS90 Watech
Afstandsestimat, km	35-40	40-60	150-200	150-200
Budgetøk. omkostning pr. transporteret læs tur-retur v. købt lastbil, kr./læs	478	638	2234	2234
Budgetøk. omkostning pr. transporteret læs tur-retur v. brug af Renoflex, kr./læs	268	357	1250	1250

I tabel 3.3 ses de budgetøkonomiske omkostninger ved transport af imprægneret affaldstræ til de respektive behandlingsanlæg. Omkostningerne er vist for både transport med en købt lastbil og transport foretaget af Renoflex. Det ses, at transport med Renoflex er en del billigere. I de budget- og samfundsøkonomiske analyser af behandlingsmetoderne tages udgangspunkt i transportomkostningerne ved transport med Renoflex. For at vurdere effekten af højere transportomkostninger udføres en følsomhedsanalyse, hvor omkostningerne ved transport med "købt lastbil" anvendes som maks. omkostning.

RGS90 har anført, at dette skøn er for højt: "RGS90 modtager allerede i dag affaldstræ på 6 pladser fordelt med 3 pladser på Sjælland og 3 pladser i Jylland. Middelfstanden til modtageplads er derfor betydeligt mindre end de anvendte 175 km, nemlig 70-80 km. Transporten fra disse pladser til et centralt behandlingsanlæg på Stignæs kan enten ske med lastbil eller med skib" (RGS90, 2005). Denne fremgangsmåde giver grundlag for en anden optime-

ring af transporten. Vi har derfor i projektet lavet en følsomhedsanalyse, jf. afsnit 5.2., hvor transportomkostningerne for RGS90 reduceres til 25%.

3.3 Miljøomkostninger

Miljøomkostninger omfatter omkostninger forbundet med afledte effekter fra transport af imprægneret affaldstræ. Det drejer sig om omkostninger forbundet med de gener, der følger af støj, uheld og luftforurening.

Støj og uheld

Estimater for omkostninger forbundet med gener fra støj og uheld i forbindelse med transport (også kaldet eksterne effekter) er refereret fra Det Økonomiske Råd (DØRS 1996).

Tabel 3.4 Omkostninger af eksterne effekter fra transport pr. km for støj og uheld med lastbiler

	kr./km	kr./tonkm
Støj	0,49	0,07
Uheld	0,56	0,08
I alt	1,05	0,15

Andersen (2004) vurderer dog, at disse estimater ikke er valide, og estimaterne inddrages derfor ikke. Der findes, så vidt vides, ikke andre lignende brugbare estimater for omkostninger af denne slags eksterne effekter, og det ligger uden for projektets rammer at udlede nye estimater.

Luftforurening

Data for luftforurening afledt af lastbiltrafik findes i UMIP-databasen (referencedata 1996). Som tidligere nævnt vil der ved transport af imprægneret affaldstræ ifølge Renoflex blive kørt med 16 ton lastbiler, og der er derfor brugt data for kategorien ">16 ton" lastbil (diesel) – for både bykørsel, landevejskørsel og motorvejskørsel. Kørsel i Københavnsområdet er fortrinsvis bykørsel, mens kørsel i Jylland er en blanding af bykørsel, landevejskørsel og muligvis motorvej. Emissionsdata dækker kun selve transporten (emissioner på grund af forbrug af diesel) og ikke fx produktion af en lastbil. På baggrund af oplysninger fra Renoflex antages mængden af imprægneret træ på et læs (en fyldt stor container) at være 6 ton.

Tabel 3.5 Emissioner fra kørsel med lastbil > 16 ton diesel (g/læskm)

	Bykørsel	Landevej	Motorvej
CO ₂	434,54	400,79	361,38
NO _x	6,38	5,75	5,11
HC	2,24	1,58	1,18
CO	6,01	2,41	1,51
SO ₂	0,78	0,70	0,62
Partikler	0,64	0,52	0,49

(Kilde: Miljøstyrelsen 2004. Data for lastbil > 16 ton.)

I beregningen af miljøomkostninger afledt af transporten af imprægneret affaldstræ antages følgende transportmønster.

- Deponi: transport foregår hovedsagelig som bykørsel og landevejskørsel
- Forbrænding: transport foregår hovedsagelig som bykørsel og landevejskørsel

- Kommunekemi: transport foregår hovedsagelig ved landevejskørsel og motorvejskørsel
- RGS90 Watech: transport foregår hovedsagelig ved landevejskørsel og motorvejskørsel

Miljøeffekterne i form af emissioner til luften målt i g/læskm i tabel 3.5 omregnes til indirekte omkostninger målt i kr./læs ved brug af beregningspriserne i tabel 2.1 og de estimerede afstande fra tabel 2.4.

Tabel 3.6 Miljøomkostninger ved transport pr. læs til de respektive behandlingsanlæg

Behandlingsmetode	Deponering	Forbrænding	Kommunekemi	RGS90 Watech
Afstandsestimat (km)	35-40	40-60	150-200	150-200
Indirekte omkostninger pga. emission til luften (kr.)	108,78	145,04	449,57	449,57

Da både transportomkostningerne og miljøomkostningerne ved transport af imprægneret affaldstræ afhænger af transportafstanden, vil de behandlingsmetoder, der medfører en øget transport, naturligvis også medføre øgede omkostninger til transporten. I tabel 3.7 ses de samlede velfærdsøkonomiske omkostninger forbundet med transport af et læs imprægneret affaldstræ inkl. emissioner.

Tabel 3.7 Samlede velfærdsøkonomiske omkostninger ved transport af imprægneret affaldstræ inkl. emissioner.

	Deponi	Forbrænding	Kommunekemi	RGS90 Watech
Tur-retur, gens. (km)	75	100	350	350
Omk. v. købt lastbil	581,42	775,23	2713,31	2713,31
Total omk. pga. emissioner	108,78	145,04	449,57	449,57
Totale velfærdsøk. omk. (kr./læs)	690,20	920,27	3162,88	3162,88
Pr. ton (kr./ton)	115,03	153,38	527,15	527,15
Omk. v. lejet lastbil	313,39	417,86	1462,5	1462,5
Total omk. pga. emissioner	108,78	145,04	449,57	449,57
Totale velfærdsøk. omk. (kr./læs)	422,17	562,89	1912,07	1912,07
Pr. ton (kr./ton)	70,36	93,82	318,68	318,68

Mht. transportomkostningerne for RGS90 Watech har RGS90 (i RGS90 2005) gjort opmærksom på, at tallet nok er for højt. jf. sidste afsnit under punkt 3.2. og kapitel 5.2.³

³ Når vi har valgt at arbejde videre med tallet i tabel 3.7, skyldes det bl.a. at følsomhedsanalyserne viser, at betydningen er begrænset, og at vi givet fald skulle konkretisere transporten også mht. emissioner fra skibstransport.

4 Behandlingsmetoder og data

Bortset fra kreosotbehandlet træ anvises alt imprægneret affaldstræ i dag til deponering. Det kreosotbehandlede træ kan efter neddeling forbrændes på forbrændingsanlæg, der er godkendt til at forbrænde denne slags træ. Som tidligere nævnt inddrages mængderne af kreosotbehandlet affaldstræ ikke i evalueringen af analysens behandlingsmetoder. Behandlingsmetoderne evalueres udelukkende i forhold til ikke-kreosotbehandlede netledningsmaster og imprægneret affaldstræ indsamlet i kommunale indsamlingsordninger (se afsnit 1.2.3).

I denne analyse evalueres fire metoder til håndtering af imprægneret affaldstræ. De fire metoder består af to metoder under udvikling fra hhv. Kommunekemi og RGS90 Watech, den nuværende "behandling" deponering samt forbrænding på godkendte (ikke godkendt til ikke-kreosotbehandlet træ) affaldsforbrændingsanlæg. Metoderne adskiller sig hovedsagligt ved:

Behandlingsmetode	Energiudnyttelse	Genanv. af tungmetaller
Deponering	Nej	Nej
Forbrænding	Ja	Nej
Forgasning (Kommunekemi)	Ja	Cu, Cr. Deponering af As
Vådkemisk proces (RGS90 Watech)	Fremstilling af rent træbrændsel	Tungmetalprodukt til videre oparbejdning

De fire teknologier er meget forskellige, i den forstand at der ikke er tale om mindre variationer i forhold til den samme grundlæggende teknologi (som fx et kul- og et gasfyret kraftværk). De langsigtede materialemæssige konsekvenser er meget forskellige. Ved deponering følger det af sagens natur, at de genanvendelige materialer går tabt samtidigt med, at der skal kontrolleres for de miljøbelastende stoffer for evigt.

Ved forbrændingen anvendes energiindholdet; men situationen mht. restprodukterne ligner deponi.

I de to sidste processer er der åbenlyst et meget større element af genanvendelse. I perspektivet af såkaldt stærk bæredygtighed⁴, hvor en udvikling er bæredygtig, hvis "jorden" overlades til den næste generation i samme stand, som den blev modtaget, er de to sidste teknologier åbenlyst mere bæredygtige end de to første.

4.1 Scenarier under udvalgte behandlingsmetoder

Under analysen af de udvalgte metoder til behandling af imprægneret affaldstræ ser vi på en række forskellige scenarier. Samtlige behandlingsscenarier undersøges i forhold til et maks.- og et min.-scenarium. Maks.- og min.-scenarierne beskriver variationen i den forventede sammensætning af affalds-

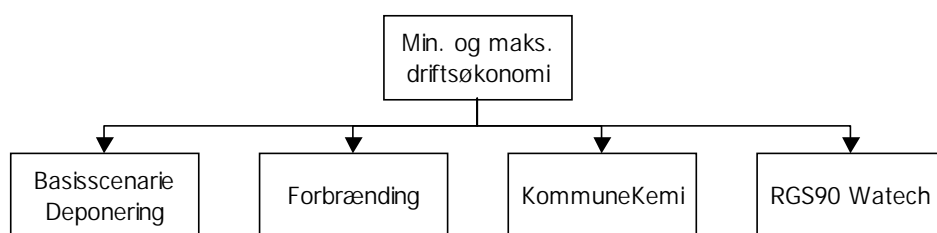
⁴ Se Munksgaard & Larsen (1999) for en definition af begrebet "stærk bæredygtighed".

træ indsamlet i kommunale indsamlingsordninger i forhold til driftsøkonomien ved behandling af træet. Maks.-scenariet er valgt, således at det på alle punkter normalt giver en bedre driftsøkonomi end min.-scenariet. Variationen i den forventede sammensætningen af træet er behandlet i kapitel 1. Samtlige scenarier tager udgangspunkt i det estimerede indsamlingspotentiale for imprægneret affaldstræ (afsnit 1.2.1). Det antages, at mængden af imprægneret affaldstræ ikke er en begrænsende faktor, og at de enkelte behandlingsanlæg derfor kan køre ved optimal kapacitetsudnyttelse.

En anden oplagt definition af min.- og maks.-scenarierne kunne have været i forhold til mulige ændringer i indsamlings- og udsorteringsomkostninger i forhold til de forskellige behandlingsmetoder. Da der ifølge Videncenter for Affald (2004) ikke eksisterer data eksplicit for omkostninger forbundet med indsamling af imprægneret affaldstræ, og da de indsamlede mængder imprægneret affaldstræ ikke registreres, vurderes det ikke muligt inden for projektets rammer at estimere min.- og maks.-scenarier i forhold til indsamling og udsorteringsomkostninger.

Basisscenariet, det scenarium, som behandlingsmetoderne forholdes til, er den nuværende situation for "behandling" af imprægneret affaldstræ – ifølge lovgivningen på området – nemlig at alt imprægneret affaldstræ bortset fra kreosotbehandlet træ deponeres på affaldsdeponier, mens det kreosotbehandlede træ kan forbrændes.

Scenarierne illustreres her:



4.2 Deponi

Affaldsdeponering er en af de ældste affaldshåndteringsmetoder og har udviklet sig fra at være simple bortkastninger af affald i huller i landskabet til store tekniske anlæg med omfattende miljøbeskyttende foranstaltninger (Christensen & Keldsen, 2001). "Affaldsbehandlingsmetoden" deponering foregår i dag ved, at affaldet oplagres på et deponeringsanlæg, bestående af afgrænsede bygningsværker, hvor affaldet kan deponeres under kontrollerede og miljømæssigt forsvarlige forhold (Videncenter for Affald 2004b). Moderne affaldsdeponier er designet til at begrænse de direkte miljøpåvirkninger mest muligt og anlægges derfor med perkolat-opsamlingsystemer, der opsamler den væske (perkolat), som udvaskes fra det deponerede affald. Deponering af affald rangerer lavest i affaldshierarkiet. I Danmark må deponering kun anvendes, hvis affaldet ikke kan bortskaffes på et højere niveau i affaldshierarkiet.

Affaldsdeponering giver anledning til en række indirekte effekter, såsom tab af de materialer i affaldet, som eventuelt kunne genbruges, herunder energi- og metalindhold. Til erstatning for de tabte/deponerede materialer indvindes nye råmaterialer med de miljøkonsekvenser, det kan indebære. Ud over de indirekte miljøeffekter er der en række direkte miljøeffekter ved affaldsdeponering. De direkte miljøeffekter skyldes hovedsagelig ændringer i landskabet samt

emissioner af deponigas og perkolat (vand med indhold af udvaskede stoffer fra det deponerede affald) (Videncenter for Affald 2004b).

Desuden medfører deponering af affald en række potentielle miljøpåvirkninger: drivhuseffekt og nedbrydning af ozonlaget (på grund af deponigas), samt yderligere en række potentielle miljøpåvirkninger i nærområdet: forurening af overfladevand, forurening af grundvand, toksiske gasser, lugt, støj, sygdomsspredende dyr (fugle, gnavere og insekter), flyveaffald og støv, eksplosions- og brandfare (på grund af deponigas), vegetationsskader (på grund af deponigas), jordforurening. Ud over den potentielle miljøpåvirkning viser en lang række undersøgelser, at deponier også kan påvirke lokalbefolkningens velfærd i fx form af lavere huspriser og frygt for forurening (Hansen 2004). Christensen og Kjeldsen (2001) fremhæver risikoen for grundvandsforurening som den formentlig væsentligste miljøpåvirkning ved deponeringsanlæg.

Imprægneret affaldstræ kan efter gældende lovgivning ikke bortskaffes på anden måde, medmindre der, som tidligere omtalt, er tale om neddelt kresotbehandlet træ. Deponering af imprægneret træ klassificeret som farligt affald skal foregå efter de samme principper som deponering af andet farligt affald. Generelt er der dog ikke noget krav om, at imprægneret træ skal deponeres særskilt eller overdækkes. Det anbefales at deponere imprægneret træ i så hele stykker som muligt for at mindske udvaskning af imprægneringsmiddel. Det er op til kommunalbestyrelsen at afgøre, om det imprægnerede træaffald skal klassificeres som farligt affald eller ej.

I forhold til teknikvalgstilgangen i dette projekt antages, at imprægneret affaldstræ deponeres på moderne deponianlæg, der lever op til de gældende krav til bl.a. opsamling og behandling af perkolat. Det er dog nødvendigt at være opmærksom på, at selv de mest moderne anlæg har en begrænset levetid. Systemer til opsamling af perkolat er fx designet til at holde i mindst 40 år, hvorefter der kan være risiko for brud på systemet med heraf afledt spredning af tungmetaltholdigt perkolat til miljøet.

Ligeledes findes endnu kun udenlandske undersøgelser, der har fokuseret på værdien/omkostningen af ændringen i lokalbefolkningens velfærd som følge af nærhed til et deponi – såkaldt tabt herlighedsværdi. Udenlandske værdisætningsestimater kan ikke uden videre overføres til danske forhold, da resultaterne blandt andet er påvirket af præferencerne i undersøgelsens befolkningsgruppe samt har en tæt sammenhæng til typen af det undersøgte deponi (farligt affald, organisk affald osv.) (Hansen, 2004). Desuden peger en amerikansk undersøgelse på, at der ikke er en direkte sammenhæng mellem befolkningens subjektive opfattelse af risici for sundhedspåvirkninger fra deponier og eksperters objektive vurdering af sundhedsrisiko. Undersøgelsens respondenter overestimerer generelt den objektive risiko, og deres betalingsviljer har derfor ingen direkte sammenhæng med de reelle risikovurderinger af deponierne (McLelland et al. 1990).

Data til beskrivelse af miljøeffekter og omkostninger ved deponering af imprægneret affaldstræ er begrænset til at omfatte data og viden, der har været tilgængeligt inden for projektets rammer. Det har således ikke været muligt at gå dybere ind i forskningsområdet omkring risici for forurening af tungmetaltholdige stoffer fra udsivende perkolat og en evt. effekt i form af eksponering og skader. Ligeledes har det heller ikke været muligt at udlede og anvende valide estimater for omkostningen af tabt herlighedsværdi.

4.2.1 Dataindsamling – deponering

På grund af projektets teknikvalgstilgang, hvor der ikke tages højde for allerede afholdte omkostninger, tager deponiscenariet udgangspunkt i etableringen af et nyt deponi, der lever op til de gældende lovkrav.

Miljøeffekter fra affaldsdeponering afhænger af flere forskellige faktorer. De vigtigste er:

- de deponerede affaldstyper
- deponeringsteknologien
- mængden og kvaliteten af miljøbeskyttende foranstaltninger
- kvaliteten af driften
- den geografiske og hydrogeologiske placering
- tiden

I dette afsnit præsenteres de miljømæssige data for affaldsdeponering, det har været muligt at fremskaffe inden for projektets rammer.

Data til beskrivelse af miljøeffekter tager udgangspunkt i miljødata for perkolat fra en amerikansk undersøgelse af udvaskning fra deponeret CCA-træ samt data fra grønne regnskaber for en række danske deponier der modtager imprægneret affaldstræ. Data for evt. luftemissioner søges ligeledes udledt af deponiernes grønne regnskaber. Økonomiske data for etablering og drift af et moderne deponi tager udgangspunkt i en omkostningsmodel.⁵

4.2.1.1 Miljødataperkolat

Affaldsdeponering giver anledning til risiko for forurening både til luften og til jord/grundvand. Deponering er en speciel behandlingsmetode på den måde, at der kan gå lang tid, fra en affaldskomponent deponeres, til at det kan måles som en miljømæssig effekt via udledninger i perkolat fra deponiet. Blandt andet skriver Miljøstyrelsen (2003b) *"den centrale metodiske problemstilling ved vurdering af miljøbelastningen fra deponier er, at miljøbelastningen vil kunne fortsætte over hundreder måske tusinder af år"*. Miljøvurdering er problematisk, fordi emissioner under en uendelig tidshorizont foregår over lang tid og langt ud i fremtiden. Der findes ikke feltdata, dvs. data fra faktiske deponeringsanlæg, som beskriver udvaskningen/perkolatindholdet over et tidsrum på 100 år. I de fleste tilfælde er det på grund af manglende informationer heller ikke muligt at relatere observationer af perkolatindholdet fra et deponeringsanlæg til specifikke affaldstyper samt specifikke forhold mellem den mængde væske, der gennemsvirer deponiet, og den deponerede mængde affald (Miljøstyrelsen 2003c). Nærværende undersøgelse dækker som tidligere nævnt perioden år 2000-2035 og ser således kun på evt. miljøeffekter inden for denne periode.

Det fremgår af Miljøstyrelsen (2002), at *"miljøbelastende stoffer i deponeret imprægneret træ i stort omfang ender i perkolatet fra lossepladserne. Rensning af perkolatet vil betyde, at tungmetaller og organiske tungtnedbrydelige stoffer ender i spildevandsslammet, og disse stoffer vil derfor bidrage til miljøbelastningen fra lossepladserne."* Det fremgår dog ligeledes af Miljøstyrelsen (2002), at der ikke foreligger nogen analyser af perkolatets indhold af disse stoffer fra celler, der indeholder særskilte fraktioner af imprægneret affaldstræ, da perkolatmængden er for lille, til at det kan lade sig gøre.

⁵ Modellen er opstillet og estimeret af COWI for Miljøstyrelsen.

I nærværende undersøgelse er miljødata for perkolat fra deponering af imprægneret affaldstræ dels baseret på beregninger fra amerikanske forsøg med udvaskning fra deponi af imprægneret træ og dels på faktiske udledninger fra deponier, der deponerer imprægneret træ i Danmark. Perkolatets sammensætning er interessant i forhold til risikoen for udvaskning. I moderne deponier opsamles perkolatet, og det vurderes, at der inden for denne analyses tidshorisont (år 2000-2030) kun kan forekomme direkte udvaskning fra deponierne, hvis systemerne svigter.

Til beskrivelse af udledninger via perkolat anvendes i denne analyse typiske udledninger fra danske deponier. Udledningen kan ikke sættes i relation til den aktuelle deponerede mængde, da udledningen – som tidligere nævnt – sker over en lang tidshorisont og derfor ikke nødvendigvis kan sammenholdes med den eksisterende sammensætning af affaldet. Udledningen via perkolat kan derfor kun bruges som et estimat for den faste udledning uanset deponeret mængde. Perkolatdata stammer fra grønne regnskaber fra fire deponier i Danmark samt fra AV Miljø's årsrapport. De præsenterede deponier er de eneste, der i deres årsrapport skriver, at de har deponeret imprægneret affaldstræ. Perkolatdata repræsenterer minimum- og maksimumværdier fra følgende deponier, der deponerer imprægneret træ: BOFA, REFA-Hasselø Nord, REFA-Gerringe, Reno-Nord.

Tabel 4.1. Perkolatdata for hhv. AV Miljø samt min.- og maks.-værdier for 4 andre deponier, der deponerer imprægneret affaldstræ. (AV Miljø Årsrapport 2002 samt grønne regnskaber for de fire deponier)

	Enhed	AV Miljø (min)	AV Miljø (maks)	Typiske værdier fra 4 deponier (min.)	Typiske værdier fra 4 deponier (maks.)
Kilde År		Årsrapport 2002	Årsrapport 2002	Grønne regnskaber 2000-2002	Grønne regnskaber 2000-2002
BOD5	mg/l	29	140	16	19,6
Sulfat	mg/l	324	480	344	771
Chlorid	mg/l	1400	3188	702	2977
Ammoniak - N	mg/l	87	157	30	197
Na	mg/l	-	-	468	984
K	mg/l	240	700	578	578
Ca	mg/l	-	-	146	885
As	mg/l	0,001	0,02	0	0
Cd	mg/l	0,0002	0,0006	0,0003	0,03
Cr	mg/l	0,01	0,03	0,01	0,03
Cu	mg/l	0,005	0,1	0,01	0,3
Fe	mg/l	4,9	8,8	1	5,1
Hg	mg/l	0,00005	0,0003	0,0003	0,003
Pb	mg/l	0,002	0,006	0,003	0,7
Zn	mg/l	0,03	0,4	0,06	2,5

Det er vigtigt at pointere, at imprægneret træ kun udgør en lille del af det deponerede affald. Det kan således ikke udelukkes, at udvaskningstallene lige så godt reflekterer alt andet deponeret affald end det imprægnerede træ.

De bedste udvaskningstal, der findes for imprægneret træ i øjeblikket, stammer fra Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, State University System of Florida, USA. Her har de lavet forsøg med udvaskning af As fra CCA træ. Der er opsat nogle 6 m høje søjler (lysiometre), der repræsenterer et deponi. Der er lavet forsøg med både rent imprægneret træ og imprægneret træ som en lille del (1%) blandt andet deponiaffald. I alle tilfælde

viser udregninger, at mellem 2,1 og 3,0% af den tilsatte mængde As i form af CCA træ udvaskes i løbet af 1½ år.

På baggrund af disse forsøg kan der beregnes en mængde As, der udvaskes i forhold til den mængde CCA-træ, der deponeres. Samme beregning kan ikke laves for Cu og Cr, men der kan på baggrund af data laves en antagelse om, hvor stor en procentdel af henholdsvis Cu og Cr der udvaskes i forhold til As. De amerikanske data er dog baseret på amerikansk CCA-træ, hvor indholdet af As muligvis er anderledes end i dansk CCA-træ. Desuden stemmer forsøgets sammensætning af blandet deponiaffald ikke nødvendigvis overens med indholdet på et dansk affaldsdeponi.

De præsenterede udvaskningstal fra USA kan ses som absolut maks.-værdier og perkolatudledningerne fra de danske deponeringsanlæg kan ses som mere typiske min./maks.-værdier for perkolatets indhold af kemiske stoffer.

Data for udledningen til perkolatet afslører ikke direkte noget om udledningen til miljøet i første omgang, da perkolatet jo bliver opsamlet og renses, før det ledes videre. Perkolatets indhold af tungmetaller og lignende er mest relevant i forhold til, hvis der skulle ske et udslip fra deponiet (ved at der går hul på membranen under deponiet), og det skulle der ifølge Miljøstyrelsen (2000) ikke være ret stor sandsynlighed for.

4.2.1.2 Miljødata – emissioner til luft

Ifølge flere deponiers grønne regnskaber skyldes de største emissioner fra deponiet ikke direkte det deponerede affald og kan heller ikke sættes i direkte relation til sammensætningen af det deponerede affald. Emissioner til luften er mere eller mindre uafhængige af typen af det deponerede affald. En ændring i mængden af deponeret imprægneret affaldstræ vil således ikke umiddelbart medføre en ændring i emissionen til luften.

Det er inden for projektets rammer forsøgt at finde data for diverse emissioner både til perkolat og til luften, men det har ikke været muligt at finde data, der beskriver de såkaldte pollution pathways⁶ detaljeret nok til at sige noget om, hvilken – og hvor stor en – del af forureningen der skyldes mængden og sammensætningen af det deponerede affald, herunder imprægneret affaldstræ. Det er derfor heller ikke muligt at sige noget om ændringen i forurening ved ændringer i hhv. mængden af træ til deponering og træets indhold af metaller.

4.2.1.3 Miljøeffekter ved deponering af imprægneret affaldstræ

Det fremgår af de to foregående afsnit om miljødata for hhv. perkolat og luftemissioner, at det ikke har været muligt at finde megen dokumentation for sammenhængen mellem det deponerede affald og de afledte miljøeffekter. Det er meget vanskeligt at kvantificere miljøeffekterne fra perkolat, og desuden er sammenhængen mellem udslip af fx tungmetaltholdigt perkolat, eksponering og skader yderst kompleks og kun sparsomt dokumenteret.

Den yderst sparsomme dokumentering af miljøeffekter fra affaldsdeponering hænger sammen med, at tidshorisonten for miljøpåvirkninger fra deponier er lang. Miljøpåvirkninger kan fortsætte længe efter, at selve deponeringen er ophørt, samtidig med at tidshorisonten for erfaringerne med moderne deponeringsanlæg er relativ kort. Der findes fx kun få og begrænsede målinger af grundvandsforurening, og disse er alle fra ældre ukontrollerede deponier uden perkolatopsamlingsystemer (Christensen og Kjeldsen, 2001). Desuden føl-

⁶ Se EC (1995) for omtale af begrebet "pollution pathways".

ger, at langtidseffekterne af evt. forurening fra stofferne i deponeret imprægneret affaldstræ over længere perioder er ukendte, da denne slags træ først er at finde på deponier i nyere tid. Og sidst men ikke mindst vil de fremtidige deponier være af en helt anden standard end fx anlæg, der har været i brug i over 30 år, og det kan derfor ikke umiddelbart antages, at målte emissioner og beregnede risici for forurening fra ældre deponier blot kan overføres til moderne deponier. Dermed kan vurderingerne af risici for forurening og gener fra fremtidig deponering af imprægneret affaldstræ udelukkende baseres på teoretiske beregninger.

4.2.2 Omkostninger til deponering af imprægneret affaldstræ

Omkostninger forbundet med deponering af imprægneret affaldstræ omfatter både direkte omkostninger forbundet med etablering og drift af et deponi og indirekte omkostninger forbundet med afledte effekter af affaldsdeponering.

Ifølge Miljøstyrelsens rapport "Omkostninger og sikkerhedsstillelse ved deponering af affald" (Miljøstyrelsen 2000) skal alle omkostninger ved etablering og drift af et deponeringsanlæg dækkes af den betaling, operatøren af deponeringsanlægget forlanger for deponering af affald (deponeringsgebyr), herunder så vidt muligt omkostninger ved sikkerhedsstillelse og de anslåede omkostninger ved deponianlæggets nedlukning samt efterbehandling i en periode på mindst 30 år (Miljøstyrelsen 2000). Deponeringsgebyret skal ifølge Miljøstyrelsen (2000) således dække følgende såkaldte forudsigelige omkostninger:

- Omkostninger forbundet med planlægning, arealerhvervelse, anlægsarbejder og anskaffelse af materiel vil være individuelle for det enkelte anlæg.
- Almindelige driftsomkostninger forbundet med deponeringsanlæggets driftsperiode (løn, administration, brændstof, vedligehold mv.).
- Omkostninger til løbende perkolat- og grundvandsmonitoring i både driftsperioden som i efterbehandlingsperioden. Det må forventes, at perioden typisk strækker sig over 30-50 år.
- Omkostninger til perkolatbortskaffelse såvel i driftsperioden som i efterbehandlingsperioden. Perkolatet kan enten bortskaffes ved direkte udledning til et rensningsanlæg eller ved transport i tankvogn til et kloakanlæg eller rensningsanlæg.
- Nedlukningsomkostninger. Nedlukning af deponeringsanlæg forudsættes foretaget i henhold til anlæggets miljøgodkendelse.
- Diverse miljømæssige driftsomkostninger.

Desuden skal deponeringsgebyret dække uforudsigelige omkostninger, såsom: skader under anlægsarbejdet, brand i affaldet, eksplosion, vegetationsskader, forurening af overfladevand og forurening af grundvand.

Miljøstyrelsen (2000) estimerer både de forudsigelige og de uforudsigelige omkostninger forbundet med affaldsdeponering og sammenholder beregnede omkostninger med typiske gældende deponeringsgebyrer.

Tabel 4.2. Beregnede omkostninger sammenholdt med typiske deponeringsgebyrer (Miljøstyrelsen, 2000)

Affaldskategori	Beregnede omkostninger (kr./ton)		Typiske deponeringsgebyrer ¹ (kr./ton)
	Forudsigelige	Uforudsigelige	
Inert affald	16-28	-	100-200
Mineralsk affald	29-67	1,19-2,86	100-300
Blandet affald	56-128	2,49-5,77	200-500
Farligt affald	34-77	1,19-2,86	725-1.085

1: Ekskl. affaldsafgift (375 kr./ton)

2: Deponering af uorganisk affald på Kommunekemis deponeringsanlæg.

Det ses af sammenligningen i tabel 4.2., at de beregnede forudsigelige omkostninger udgør en betydelig del af de typiske deponeringsgebyrer for inert, mineralsk og blandet affald. Dette ikke er tilfældet for farligt affald, hvor deponeringsgebyret, der betales i dag, ligger mellem 700 og 1.100 kr. Desuden ses, at de uforudsigelige omkostninger er nærmest ubetydelige i forhold til de typiske deponeringsgebyrer, samt at de uforudsigelige omkostninger kun vil udgøre en forholdsvis lille andel af de samlede beregnede omkostninger. Disse opgørelser er baseret på gennemsnitlige affaldstyper inden for hver af de fire kategorier og ikke specifikt på imprægneret affaldstræ.

Der er som nævnt estimeret en model til omregning af omkostninger forbundet med deponering af blandet affald til omkostninger forbundet med deponering af PVC-affald. Denne model tager højde for den del af omkostningerne, som Miljøstyrelsen kalder forudsigelige omkostninger. Nedenfor anvendes denne model til at beregne omkostningerne forbundet med deponering af imprægneret affaldstræ. De beregnede uforudsigelige omkostninger indgår derimod ikke. Da det som tidligere nævnt ikke har været muligt at finde mere specifikke data i forhold til imprægneret affaldstræ, anvendes de i tabel 4.2 præsenterede estimerede uforudsigelige omkostninger som estimat for omkostningerne forbundet med miljøpåvirkningen fra deponering af imprægneret affaldstræ. Ifølge Videntcenter for Affald (2004) deponeres imprægneret affaldstræ generelt som farligt affald og derfor anvendes den beregnede uforudsigelige omkostning for denne affaldskategori i den samfundsøkonomiske beregning.

Omkostninger for etablering og drift af deponi

I modellen opgøres omkostningerne for etablering og drift af et moderne deponi ved hjælp af en estimeret omkostningsmodel. Denne omkostningsmodel er baseret på enhedsomkostningerne pr. ton for en standardstørrelse deponeringsanlæg og for et gennemsnitligt ton affald. Modellen tager udgangspunkt i etablering af nyt⁷ repræsentativt deponeringsanlæg, der opfylder vedtagne miljøkrav. Det hypotetiske deponi har en årlig deponeret mængde affald på 37.500 ton og en forventet aktiv levetid på 20 år. Modellen beregner omkostningerne i faktorpriser. For at få de velfærdsøkonomiske omkostninger skal de beregnede omkostninger derfor ganges med nettoafgiftsfaktoren. I modellen estimeres hhv. anlægsomkostninger, faste driftsomkostninger og variable driftsomkostninger og vurderer derefter omkostningernes afhængighed af rumfang. Anlægsomkostningerne er opregnet med forrentningsfaktoren på

⁷ Projektets teknikvalgstilgang nødvendiggør, at der tages udgangspunkt i etablering af et nyt deponeringsanlæg på trods af, at et mere realistisk scenarium muligvis blot ville tage udgangspunkt i udvidelse af et eksisterende affaldsdeponi.

kapital ($r=3\%$ og $q=6\%$) og annuieret med en diskonteringsfaktor på 3% . For de ikke celle-afhængige omkostninger er anvendt en tidshorisont på $T=20$, og for de celle-afhængige omkostninger er anvendt en tidshorisont på $T=5$.

Modellen opdeler omkostningerne ved deponering af gennemsnitligt affald på vægt- og volumenafhængige omkostninger og giver mulighed for at differentiere på specifikke affaldsfraktioner. Modellen giver en funktionel sammenhæng mellem affaldets rumvægt efter deponering og deponeringsomkostningerne pr. ton.

$$AC_i(r_i) = AC_i^t + \frac{r_i^{-1}}{r^{-1}} AC_i^v \quad (1)$$

hvor AC_i^t svarer til de vægtafhængige omkostninger for et gennemsnitligt ton affald, AC_i^v svarer til de volumenafhængige omkostninger og r svarer til den gennemsnitlige rumvægt for deponeret gennemsnitligt affald. AC_i^t estimeres til 71 kr./ton, AC_i^v estimeres til 229 kr./ton og r sættes til $0,8$ ton/m³ for et gennemsnitligt ton affald. Ved at indsætte disse estimater for gennemsnitligt affald i formel (1) kan omkostningerne ved deponering af en specifik affaldsfraktion nu udledes ved at indsætte rumvægten for en specifik affaldsfraktion (r_i) i formlen:

$$AC_i(r_i) = 71DKK / ton + \frac{0,8}{r_i} 229DKK / ton \quad (2)$$

De beregnede deponeringsomkostninger for gennemsnitligt affald er sammenlignet med de gebyrer, der opkræves som deponeringsgebyr for deponering af blandet ikke-brændbart affald. Gebyrerne varierer meget deponeringsanlæggene imellem, men størrelsen af det gennemsnitlige opkrævede deponeringsgebyr stemmer overens med den beregnede deponeringsomkostning.

Overensstemmelsen mellem den beregnede deponeringsomkostning og de opkrævede deponeringsgebyrer gælder for affald med en gennemsnitlig rumvægt på $0,8$ ton/m³. I de videre beregninger her skal således anvendes rumvægten for deponeret imprægneret træ.

Rumvægten for deponeret træ er ikke afhængig af den kemiske sammensætning af imprægneret affaldstræ præsenteret i afsnit 1.2.1, tabel 1.2, og der udledes derfor alternative estimater for min.- og maks.-scenarier for rumvægten. Det har ikke været muligt inden for projektets rammer at finde dokumenteret viden om rumvægten af deponeret imprægneret affaldstræ, og de anvendte skøn er således behæftet med en del usikkerhed.

Rumvægten af imprægneret affaldstræ afhænger af, hvordan det deponeres. Deponeres det særskilt i separate celler i så hele stykker som muligt, vil rumvægten være forholdsvis lille, i forhold til hvis det deponeres sammen med andet affald, der kan udfylde hulrummene mellem det deponerede affaldstræ. Ligeledes vil rumvægten være større, hvis det imprægnerede affaldstræ neddeles til fx flis ved deponeringen.

Der er i dag ikke generelt krav om, at imprægneret affaldstræ skal deponeres særskilt eller overdækket. Det anbefales dog at deponere træet i så hele stykker som muligt for at mindske udvaskningen af imprægneringsmiddel (Videncen-

ter for Affald 2004a). Hos AV Miljø – et moderne deponeringsanlæg – deponeres imprægneret affaldstræ på to måder:

- Deponering sammen med andet blandet affald.
- Deponering separat. Gælder kun affald fra Københavns og Frederiksberg Kommuner, da de i deres affaldsregulativ kræver separat deponering.

For begge gælder, at det nedknuses med en kompaktor (Jensen 2004).

AV Miljø oplyser, at rumvægten for separat deponeret nedknust imprægneret affaldstræ skønnes at ligge omkring 400-600 kg/m³, og at rumvægten for samdeponeret træ vil afhænge af det affald, træet deponeres sammen med (Jensen 2004).

RGS90 oplyser, at de regner med en rumvægt på 300 kg/m³, mens Renoflex regner med en rumvægt på 200 kg/m³ (RGS90 2004 og Renoflex 2004).

Tabel 4.3 Gennemsnitlige deponeringsomkostninger pr. ton deponeret imprægneret affaldstræ beregnet vha. formel (2)¹

Deponeringsomkostninger	Maks.-scenarie = max.- rumvægt	Medium	Min.-scenarie = min. rum- vægt
Rumvægt af impr. affaldstræ ift. blandet affald	0,6:0,8	0,4:0,8	0,2:0,8
Budgetøkonomiske omkostninger for deponering af impr. affaldstræ (kr./ton)	376	529	987
Velf. øk. omk. for deponering af impr. affaldstræ (kr./ton) på baggrund af formel (2)	440	619	1155
Uforudsigelige omkostninger	1,19	2,03	2,86
Totale velf. øk. omk. for deponering af impr. affaldstræ	442	621	1158

¹ Omkostningerne er beregnet i faktorpriser og skal derfor ganges med nettoafgiftsfaktoren for at vise de velfærdøkonomiske omkostninger.

I tabel 4.3 beregnes de budgetøkonomiske deponeringsomkostninger for imprægneret affaldstræ vha. formel (2). Omkostningerne er beregnet for hhv. høj, middel og lav rumvægt resulterende i hhv. min., medium og maks. "behandlings"-omkostninger pr. ton træ (min.-scenariet = høj rumvægt = min. behandlingsomk. og maks.-scenariet = lav rumvægt = maks. behandlingsomk.). De totale velfærdøkonomiske deponeringsomkostninger beregnes ved at multiplicere de beregnede budgetøkonomiske omkostninger med nettoafgiftsfaktoren (NAF = 1,17) og addere de uforudsigelige omkostninger ved deponering af farligt affald. Det ligger uden for projektet at efterprøve data benyttet til at udlede parameterestimaterne i formel 2.

De beregnede gennemsnitlige budgetøkonomiske deponeringsomkostninger kan sammenlignes med den pris, de enkelte deponeringsanlæg tager for at

modtage affaldet – den såkaldte modtagerpris (vist i tabel 4.4). Da danske deponeringsanlæg er underlagt ”hvile i sig selv”-princippet, tillader lovgivningen ikke en fortjeneste. Over en kort årrække skal modtagerprisen derfor svare til summen af behandlingsomkostningerne og affaldsafgifterne. Affaldsafgiften er set fra anlæggets side udgiftsneutrale, idet der skal være balance mellem de opkrævede og de til Told & Skat indbetalte afgifter (Videncenter for Affald 2004b). Ved at sammenligne tabel 4.3 og tabel 4.4 ses, at de beregnede deponeringsomkostninger stemmer overens med størrelsesordenen for modtagerprisen ekskl. afgifter og moms.

Tabel 4.4 Modtagerpris (deponeringsgebyr) fra deponier, der modtager imprægneret affaldstræ (kr./ton). Prisen er ekskl. affaldsafgift og moms

Deponi	Pris (kr./ton)	Den nævnte fraktion
Reno Djurs (Glatved losseplads)	115	Imprægneret træ
FASAN	340	Imprægneret træ
AV-miljø	460	Alm. deponiaffald
I/S REFA	515	Imprægneret træ
ESØ 90 I/S	600	Imprægneret træ
BOFA	925	Imprægneret træ

På grund af hvile i sig selv-princippet dækkes de budgetøkonomiske omkostninger af affaldsproducenterne. I denne analyse drejer det sig om netselskaberne, der betaler for at få deponeret ledningsmaster, og kommunerne, der i første omgang betaler for at få deponeret det kommunalt indsamlede imprægnerede affaldstræ. Kommunerne sender dog regningen direkte videre til forbrugerne, så det i sidste ende er forbrugerne, der dækker omkostningerne ved deponering af det kommunalt indsamlede imprægnerede affaldstræ.

4.3 Affaldsforbrænding i Danmark

Danmark er et af verdens førende lande med hensyn til at anvende forbrænding som affaldsbehandlingsmetode.

Formålet med affaldsforbrænding er blandt andet:

- at udnytte affaldets energiindhold
- at reducere affaldets volumen og vægt
- at forhindre, at forbrændingseget affald deponeres

Ved forbrænding omdannes affaldet til en ubrændbar rest, slagge. Rumfanget og vægten heraf udgør 15-20% af det oprindelige affalds. Samtidig udnyttes affaldets energiindhold til produktion af elektricitet og/eller fjernvarme. Forbrændingen danner en forurenede røggas, der må renses, før den ledes ud til atmosfæren. Ved denne røggasrensning fremkommer der nogle faste røggasrensingsprodukter, samt i visse tilfælde også spildevand, der ligeledes må renses, inden det ledes til kloak eller recipient. Miljøproblemet ved affaldsforbrænding knytter sig således til, om røggassen og spildevandet renses tilstrækkeligt, og om restprodukterne enten kan genanvendes eller deponeres uden miljømæssige skadevirkninger (Videncenter for Affald, 2004c).

Med få undtagelser skal alt forbrændingseget affald, som ikke kan genanvendes, forbrændes. På trods af at imprægneret træ har en høj brændværdi, har imprægneret affaldstræ (dog ikke kreosotimprægneret træ) hidtil været en sådan undtagelse pga. den forurening, forbrænding af træet vil medføre. På trods af at imprægneret træ således ikke må forbrændes, kan det dog ikke ude-

lukkes, at der er forbrændt imprægneret træ i forbrændingsanlæggene rundt omkring på grund af fejlsortering.

Når imprægneret træ forbrændes, vil tungmetaller kunne genfindes i slaggen og i restproduktet fra røggasrensningen. Krom og kobber findes hovedsageligt i slaggen og asken, mens arsen hovedsageligt findes i røggasrensningsprodukterne (Videncenter for Affald, 2004c), men også i ikke ubetydelig mængder i slaggen (Terkildsen & Cramer 1994). Energien i træet udnyttes til produktion af varme og el med en maksimal virkningsgrad på 20-25%. Hvis affaldstræet kunne forbrændes på højtydende kraftvarmeanlæg ville el-virkningsgraden være betydeligt højere og dermed give en bedre udnyttelse af energien. Tungmetallerne Cu og Cr i slagge og restprodukt udnyttes ikke, idet begge fraktioner deponeres.

4.3.1 Dataindsamling – forbrænding

Efter aftale med Miljøstyrelsen tager beregningerne af omkostningerne ved forbrænding af imprægneret affaldstræ udgangspunkt i Miljøstyrelsens omkostningsmodel⁸, der bruges til at beregne omkostningerne forbundet med at forbrænde affald på et standardstørrelses forbrændingsanlæg. De miljømæssige data stammer fra et omfattende måleprogram og viser emissioner for et "gennemsnitligt" dansk affaldsforbrændingsanlæg ved forbrænding af imprægneret affaldstræ. Både de økonomiske og de miljømæssige data er korrigerede, så de svarer til et repræsentativt moderne affaldsforbrændingsanlæg.

Miljødata

Data for emissionen til luften efter røggasrensning stammer fra et meget omfattende måleprogram igangsat under PSO-2002, PSO 3141, "Kortlægning af emissioner fra decentrale kraftvarmeværker" (Jørgensen & Johansen 2002). Målingerne omfattede fem danske affaldsforbrændingsanlæg, og resultaterne må anses for de nyeste og bedste, der findes. Emissionerne i form af spildevand er baseret på de samme anlægs miljøredegørelser eller grønne regnskaber for 2002 eller analyser og målinger leveret direkte af anlæggene. Fordelingen af emissionen af As, Cu og Cr på luft, vand og jord er derfor de absolut bedst opnåelige og er beregnet som et vægtet gennemsnit af de fire af de fem anlæg, idet data for mængden af restprodukt ikke er blevet målt for ét af de fem anlæg. Emissionen af dioxiner til luften er også baseret på målinger i PSO 3141 (Jørgensen & Johansen 2002).

Emissionen af dioxiner til spildevand er baseret på målinger i PSO 3141 (Jørgensen & Johansen 2002), anlæggenes miljøredegørelser samt grønne regnskaber. Emissionen af dioxiner i fast affald er baseret på et omfattende måleprogram gennemført af dk-TEKNIK på I/S Amagerforbrænding (Terkildsen & Cramer 1994) i forbindelse med forsøg med indfyring af imprægneret affaldstræ. Forsøgene viste meget forhøjede koncentrationer af dioxiner i specielt restproduktet fra røggasrensningen, når anlægget forbrændte ca. 8% CCP-træ⁹. Data er pålidelige, men der findes ikke andre tilsvarende målinger at sammenligne med.

⁸ Modellen er opstillet og estimeret af COWI for Miljøstyrelsen.

⁹ I CCP-imprægneret træ er kobberkoncentrationen højere end i CCA-træ. Det er nødvendigt for at opnå den ønskede "giftvirkning". I praksis vil der altid forbrændes en blanding af CCA- og CCP-træ, så resultaterne fra forsøgene kan udmærket benyttes til at bedømme ændringerne i dioxin-dannelsen. Under alle omstændigheder giver

Erfaringerne fra forsøgene i Terkildsen & Cramer (1994) danner udgangspunktet for vurderingen af de forventede emissioner efter røggasrensning. For at opnå de største sikkerheder i skønnene benytter vi det samme forhold mellem imprægneret affaldstræ og normalt affald (8:100), som blev benyttet i Terkildsen & Cramer (1994). Vi vurderer dog, at fordelingen af emissionerne ikke vil ændre sig væsentligt, selv om affaldstræ skulle udgøre en større andel.

Sammensætningen af det imprægnerede affaldstræ er som i min.- og maks.-scenariet i afsnit 1.2.1 Med en kapacitet på 15.000 t/y imprægneret affaldstræ (og dermed ca. 187.500 t normalt affald/y) vil mængden af imprægneringsstoffer i det indfyrede træ være:

fyringen med imprægneret affaldstræ anledning til meget forhøjede kobberkoncentrationer. Kobber er kendt som katalysator for dioxindannelse (Cramer 2004).

Tabel 4.5. Mængden af imprægneringsstoffer i indfyret træ

15.000 t/y		Scenarier	
		Min.	Max.
As	t/y	5,37	8,96
Cr	t/y	6,08	10,08
Cu	t/y	8,59	14,57

As-, Cr- og Cu-mængden i det normale affald er ikke indregnet i disse tal, idet vi kun ønsker at vurdere bidraget fra det imprægnerede affaldstræ. Koncentrationen af de tre relevante tungmetaller er i øvrigt meget lavere i normalt affald end i imprægneret affaldstræ.

Baseret på gennemsnitstal for målingerne af emissionerne efter røggasrensning og oplysningerne nævnt tidligere i dette afsnit estimerer vi, at emissionerne af As, Cr og Cu vil fordele sig således:

Tabel 4.6 Fordeling af emissionen af tungmetaller ved affaldsforbrænding.

Fordeling	Luft	Jord	Vand
As	0,88%	98,5%	0,6%
Cr	0,18%	99,2%	0,6%
Cu	0,0%	100,0%	0,0%

Tabel 4.6 viser, at langt den største andel af alle tre tungmetaller ender som fast affald (jord). As vil dog også optræde i mindre mængder i røggassen og dermed ende i luften. Cu vil som det eneste stof stort set udelukkende ende i det faste affald.

Emissioner

Det øverste skema i tabel 4.7 viser den absolutte emission af de tre tungmetaller til luften, som fast affald (jord) og som spildevand til recipienten for hvert af de to scenarier (min. og maks.). Det midterste skema illustrerer fordelingen af emissionen af dioxiner i de to scenarier i to fysiske enheder (ng/y og g/y).

Tabel 4.7 Fordelingen af årlige emissioner fra affaldsforbrænding med 8% imprægneret affaldstræ efter rensning af røgen

15.000 t imp. træ/y 187.500 t affald/y		Scenarier					
Fordeling	Enhed	Min.			Max.		
		Luft	Jord	Vand	Luft	Jord	Vand
As	t/y	0,047	5,3	0,031	0,079	8,8	0,053
Cr	t/y	0,011	6,0	0,038	0,018	10	0,062
Cu	t/y	0,0015	8,6	0,0018	0,0025	15	0,0030
Dioxiner	ng/y	2,0E+4	2,5E+10	2,6E+8	2,0E+4	2,5E+10	2,6E+8
Dioxiner	g/y	0,000020	25	0,26	0,000020	25	0,26
			Slagge	Restprod.		Slagge	Restprod.
Dioxiner	ng/y		1,6E+8	2,5E+10		1,6E+8	2,5E+10
Dioxiner	g/y		0,16	24,7		0,16	24,7

Datagrundlaget for emissionen af dioxiner er ikke stærkt nok til, at vi kan vurdere forskelle mellem de to scenarier, men det er tvivlsomt, om emissionen af dioxiner er proportional med den indfyrede mængde træ. Da mængden af Cu, der er en katalysator for dioxin-dannelsen, i begge scenarier er meget stor sammenlignet med almindeligt affald, vurderer vi, at dioxin-emissionen er ens for de to scenarier. De to nederste linjer i skemaet viser, hvorledes dioxin-emissionen i det faste affald forventes fordelt mellem de to fraktioner (slagge og restprodukt fra røggasrensning).

I forbindelse med forbrænding af imprægneret affaldstræ viser de præsenterede data, at der udledes As, Cu, Cr og dioxiner til luft, spildevand og jord (fast affald), samt at der vil være dioxiner i både slagge og restproduktet fra røggasrensningen.

Forbrændingen af imprægneret affaldstræ medfører en emission af CO₂, men denne anses som neutral, da den kommer fra forbrænding af biomasse. Der kommer ingen SO₂ fra forbrændingen af affaldstræ. Emissionen af NO_x er meget svær at forudsige, da den dannes på mange forskellige måder. Det vurderes, at der kommer den samme mængde NO_x som ved forbrænding af normalt affald. Som øvre grænse for emissionen af NO_x anvendes grænseværdien for emission af NO_x til luften ved forbrænding af affald.

Emissionerne i tabel 4.7 viser den del af emissionerne, der stammer fra det indfyrede imprægnerede affaldstræ. I tabel 4.8 er disse emissioner omregnet, så de viser emissionen ved forbrænding af 1 ton imprægneret affaldstræ forbrændt sammen med almindeligt blandet affald (forhold 8:100). Mængden af dioxin dannet pr. ton forbrændt imprægneret affaldstræ kan ikke uden videre opgøres, da det bl.a. er Cu i affaldstræet, der sammen med klor i resten af affaldet er skyld i dannelsen af dioxinen. I stedet er grænseværdien for emission af dioxiner til luften anvendt som et eksempel på "worst case".

Tabel 4.8 Emissioner til luften ved forbrænding af 1 ton imprægneret affaldstræ

Emission	Enhed	Mængde	
		Min.	Maks.
CO ₂	kg/ton impr. træ	Neutral	Neutral
NO _x	kg/ton impr. træ	1,01	1,01
SO ₂	kg/ton impr. træ	0	0
Tungmetaller:			
As	kg/ton impr. træ	0,0031	0,0052
Cr	kg/ton impr. træ	0,0074	0,0012
Cu	kg/ton impr. træ	0,000099	0,00017
Dioxin ¹	Ug I-TEQ/ton affald	0,51	0,51

1 AEA 2000.

Restprodukter fra røggasrensning og slagge

Ved forbrænding af imprægneret affaldstræ sætter de relevante tungmetaller i røggassen sig på støvpartikler i røgen og fjernes i posefiltre/elektrofiltre/scrubbere. Vi vurderer ikke, at støvmængden fra samfyring af normalt affald og imprægneret affaldstræ samlet set giver anledning til en større støvmængde. Forbrænding af imprægneret affaldstræ medfører dog som vist i tabel 4.7, at både slagge og restprodukt vil indeholde dioxiner og tungmetaller (As, Cr, Cu).

Slagge og restproduktet fra røggasrensningen deponeres. Da produkterne indeholder både tungmetaller og dioxiner, kan de med tiden udgøre et potentielt miljøproblem. Det vurderes dog, at produkterne ved deponering vil være stabile i mindst 30-50 år, hvilket betyder, at der i den velfærdsøkonomiske beregning af konsekvenserne ikke tages højde for disse miljøeffekter.

I forhold til spildevandet vurderes der kun at være marginale ændringer i røggasrensningen forbundet med at overholde grænseværdierne for emissioner i

forhold til forbrænding af gennemsnitligt affald. Eventuelle miljøeffekter forbundet med udledningen af det rensede spildevand er ikke inkluderet i analysen.

Emissioner fra fortrængt energiproduktion

Energiproduktion bl.a. i forbindelse med forbrænding af imprægneret affaldstræ og andet affald genererer emissioner. Energiproduktion i almindelige kraftværker genererer ligeledes emissioner. Produceres der energi ved forbrænding af imprægneret affaldstræ, erstatter denne energiproduktion energi produceret et andet sted og fortrænger således den emission, der ville være blevet genereret ved den alternative energiproduktion. I kvantificeringen af emissionerne genereret ved forbrænding af imprægneret affaldstræ tager man i velfærdsøkonomiske analyser højde for denne såkaldte fortrængte emission.

Optimalt burde den fortrængte emission estimeres ud fra data om den energiproduktionsform, der reelt ville være anvendt som alternativ. Det er dog ikke en helt enkel tilgang, og det ligger uden for dette projekt at gå nærmere ind i detaljerne omkring, hvordan disse kunne estimeres. I stedet for vælges samme tilgang som valgt i DØRS (2002). Det antages således, at den alternative energiproduktionsform svarer til den gennemsnitlige emission fra danske kraftværker i 2001. Gennemsnitlige emissioner af CO₂, SO₂ og NO_x ses i tabel 4.9.

Tabel 4.9 Emissioner fra gennemsnitlige kraftværker (kg/MWH)

Emissioner	El	Fjernvarme	I alt
CO ₂	621,1	90,9	711,9
SO ₂	0,3	0,1	0,4
NO _x	1,1	0,3	1,4

I tabel 4.10 omregnes tallene fra tabel 4.9 til kg emission pr. ton imprægneret affaldstræ (kg/ton impræg. træ).

Tabel 4.10. Fortrængte emissioner fra gennemsnitlige kraftværker ved energiproduktion på affaldsforbrændingsanlæg (kg/ton imprægneret affaldstræ)

Emissioner	I alt	
	Min.	Maks.
CO ₂ (kg/ton impræg. træ)	304,62	468,40
SO ₂ (kg/ton impræg. træ)	0,24	0,37
NO _x (kg/ton impræg. træ)	0,74	1,14

Miljøstyrelsen (2002) samt egne beregninger.

4.3.2 Omkostninger til forbrænding af imprægneret affaldstræ

Beregningen af de økonomiske forhold i forbindelse med forbrænding af imprægneret affaldstræ tager udgangspunkt i Miljøstyrelsens omkostningsmodel¹⁰ til beregning af bruttoomkostningerne ved affaldsforbrænding. Bruttoomkostningsmodellen for affaldsforbrænding er ligesom omkostningsmodellen for deponering opgjort på basis af en opstillet model over enhedsbruttoomkostningerne pr. ton gennemsnitligt affald for en gennemsnitlig størrelse forbrændingsanlæg (forbrændingskapacitet på 180.000 ton affald/år). Modellen¹¹

¹⁰ Modellen er opstillet og estimeret af COWI for Miljøstyrelsen.

¹¹ Anlægsomkostningerne omregnes til kapitalomkostninger via en opregning med forrentningsfaktoren på kapital (r=3% og q=6%) og annuiering med en diskontingsfaktor på 3%. Anlæggets levetid (T) antages at være 20 år. Jf. Møller et al. 2000.

opgør bruttoomkostningerne i faktorpriser ved forbrænding som en funktion af affaldets vægt og affaldets brændværdi. Modellen opdeler bruttoomkostningerne i hhv. vægt- og brændværdiafhængige omkostninger.

Modellens bruttoomkostninger omfatter:

- Anlægsinvesteringer:
 - ❖ Anlæg (bygge/anlæg, ventilation, el og projektering)
 - ❖ Maskiner (ovn/kedel, turbine, røggasrensning)
- Faste årlige driftsomkostninger:
 - ❖ Løn inkl. pension mv. (drift og administration)
 - ❖ Vedligehold af bygge og anlæg
 - ❖ Vedligehold af maskiner
 - ❖ Olieforbrug til nedkørsel og opstart
- Variable driftsomkostninger:
 - ❖ Vedligehold af maskiner
 - ❖ Kalkforbrug
 - ❖ Aktiv kul
 - ❖ Elforbrug
 - ❖ Genanvendelse af slagge og ristgennemfald
 - ❖ Deponi af slagge og ristgennemfald
 - ❖ Deponi af røggasrensningsprodukter
 - ❖ Andre omkostninger (ikke-lønrelaterede administrations- og miljøomkostninger, konsulentbistand, forsikringer og mindre driftsudgifter såsom lud og kemikalier til vandbehandling)

Ved at sammenligne modellens resultater med de faktiske behandlingsgebyrer for almindeligt brændbart affald vurderes, at +/- 25% giver et rimeligt bud på usikkerhedsintervallet for modellens enhedsbruttoomkostningerne pr. ton gennemsnitligt affald. Den udledte sammenhæng gælder udelukkende for affaldsfraktioner, der er så små, at deres fjernelse eller tilsætning kun giver anledning til marginale ændringer af affaldets gennemsnitlige brændværdi. På baggrund af erfaring fra EFP-projekt (Terkildsen & Cramer 1994) antages, at imprægneret affaldstræ vil udgøre ca. 8% af den indfyrede affaldsmængde, hvilket vurderes at opfylde forudsætningen for den udledte model.

Modellen baseres på et repræsentativt forbrændingsanlæg og forbrænding af affald med en gennemsnitlig brændværdi (b). Forbrændingsomkostningerne pr. ton for en affaldsfraktion med en anden brændværdi udtrykkes som en funktion af den specifikke affaldsfraktions brændværdi (b_i):

$$AC_i(b_i) = AC_i^T + \frac{b_i}{b} AC_i^B \quad (3)$$

Modellen opdeler bruttoomkostningerne i hhv. vægt- og brændværdi- afhængige omkostninger, hvor AC_i^T er den vægtafhængige parameter og AC_i^B er den brændværdiafhængige parameter.

AC_i^T estimeres til 184 kr. , AC_i^B estimeres til 470 kr. og b vurderes til 11,5 GJ/ton for gennemsnitligt affald. Ved at indsætte disse estimater i formel (3) kan omkostningerne ved forbrænding af en specifik affaldsfraktion nu udledes ved at indsætte brændværdien den specifikke affaldsfraktion (b) i formlen:

$$AC_i(b_i) = 184 \text{ kr/ton} + \frac{b_i}{11,5} * 470 \text{ kr/ton} \quad (4)$$

Omkostningernes afhængighed af vægt og brændværdi er således beskrevet. Disse beregnede omkostninger skal dog korrigeres for flere forskellige forhold. I forhold til forbrænding af gennemsnitligt affald vil forbrænding af imprægneret affaldstræ, som beskrevet i foregående afsnit om miljøkonsekvenser, bl.a. medføre en øget røggasrensning for at overholde grænseværdierne for emissioner og et øget indhold af dioxiner i restproduktet efter røggasrensning samt en øget energiproduktion pga. den højere brændværdi. Den afvigende sammensætning af imprægneret affaldstræ i forhold til gennemsnitligt affald kan således medføre ændrede omkostninger som følge af:

- Højere brændværdi – afhængig af fugtindholdet i træet
- Øget brug af produkter til røggasrensning og bortskaffelse af restprodukter
- Ændret slaggemængde

Brændværdi

Brændværdien for sammensætningen af det imprægnerede affaldstræ, der lægges til grund for denne analyses beregninger, fremgår af tabel 1.2. og præsenteres i nedenstående tabel (tabel 4.11). Maks.-scenariet angiver en højere brændværdi end min.-scenariet resulterende i total set bedre driftsøkonomi (se tabel 4.13. og 4.14.).

Tabel 4.11. Brutto-forbrændingsomkostninger kr./ton imprægneret affaldstræ beregnet i faktorpriser

	Min.-scenarium	Maks.-scenarium
Nedre brændværdi (MJ/kg = GJ/ton)	9,3	14,3
Beregnet brutto forbrændingsomkostning	565,0	769,2
Gennemsnit	667,1	

Ved at indsætte min.- og maks.-brændværdierne i formel (2) beregnes forbrændingsomkostningerne for imprægneret affaldstræ ekskl. de listede ekstra behandlingsomkostninger. Forbrændingsomkostninger for gennemsnitligt affald er til sammenligning 654 kr./ton.

Den ændrede brændværdi har ikke kun betydning for bruttoomkostningerne ved forbrænding. Stigende brændværdi – som i max.-scenariet – medfører muligheden for en stigende produktion af el og varme. Stigende produktion af el og varme medfører øgede indtægter og dermed lavere nettoomkostninger. Værdien af den producerede el og varme mere end opvejer de marginale meromkostninger som følge af det højere energiindhold. Værdien af den mulige merproduktion af el og varme afhænger af forbrændingsanlæggets mulighed for at udnytte den øgede brændværdi. Nogle forbrændingsanlæg kører på kapacitetsgrænsen, mens andre ikke gør. Da vi betragter en teknikvalgssituation, må det antages, at anlægget på langt sigt vil tilpasses affaldets gennemsnitlige brændværdi.

Det antages, at forbrænding af imprægneret affaldstræ bidrager til indtægterne fra el- og varmeproduktion proportionalt med brændværdien. Brændværdien for imprægneret affaldstræ er gennemsnitligt 1,03 gange højere end gennem-

snitligt affald, og indtægterne ved forbrænding af imprægneret affaldstræ kan således beregnes som 1,03 gange indtægterne ved forbrænding af gennemsnitligt affald. Indtægterne ved forbrænding af gennemsnitligt affald er af Miljøstyrelsen¹² opgjort til 452 kr./ton affald ved en elpris på 234 kr./Mwh og en varmepris på 164 kr./Mwh.

Tabel 4.12. Indtægt ved forbrænding af imprægneret affaldstræ (kr./ton)

	Min.-scenarium	Maks.-scenarium
Nedre brændværdi (MJ/kg = GJ/ton)	9,3	14,3
Beregnet indtægt ved el- og varme produktion	366,4	562,8
Gennemsnit	464,6	

Øget røggasrensning

Det vurderes ikke, at støvmængden fra samfyring af normalt affald og affaldstræ samlet set giver anledning til en større støvmængde. Driften af støvfjernelses anlæggene vil derfor ikke være forskellig fra normal drift. Tilstedeværelsen af imprægneret affaldstræ vil muligvis påvirke de sure røggasrensningsprocesser svagt i positiv retning, da forbrænding af imprægneret affaldstræ ikke danner sure gasser. Det forventes ikke, at udgifterne til røggasrensning vil stige, når affaldstræ samfyres med normalt affald – nærmere det modsatte.

Øget mængde spildevand (fra våd røggasrensning)

Der vurderes kun at være marginale ændringer i røggasrensningen forbundet med at overholde grænseværdierne for emissioner i forhold til forbrænding af gennemsnitligt affald. Derfor vurderes der også kun at være marginale ændringer i mængden af spildevand fra røggasrensningen.

Ændret slaggemængde

Slagge dannes ved forbrænding af affald. Det forventes, at slaggemængden vil falde en smule i forhold til forbrænding af normalt affald, da askeindholdet i affaldstræet er mindre end i normalt affald:

Slagge fra normalt affald: 17% (w/w)
 Aske i affaldstræ, Min.-scenarie: 12,3% (w/w)
 Aske i affaldstræ, Maks.-scenarie: 10,3% (w/w)

Ændringen vil formentlig være i størrelsesordenen 2,5-3,5% mindre slagge.

Sammensætningen af slaggen vil dog være væsentlig anderledes end for normalt affald og vil have et meget højere indhold af As, Cr, Cu og et noget højere indhold af dioxiner. En reduceret slaggemængde på 2,5-3,5% antages at give en tilsvarende reduktion i omkostningerne forbundet med deponering af slaggen. Miljøstyrelsen¹³ anslår, at omkostningerne forbundet med deponering af slagge og ristgennemfald ligger på 8.775.000 kr. for et anlæg med kapacitet på 250.000 ton affald pr. år, svarende til 35,1 kr./ton forbrændt affald. Reduceres omkostningerne til deponering af slaggen proportionalt med reduktionen i slaggemængden, giver det en reduktion i omkostningerne på 1,23 kr./ton.

Øget korrosion

¹² I forbindelse med modellen opstillet og estimeret af COWI for Miljøstyrelsen.

¹³ I forbindelse med modellen opstillet og estimeret af COWI for Miljøstyrelsen.

Samforbrænding af affaldstræ vil ikke bidrage til en øget korrosion. Forbrændingen danner en mindre mængde sure gasser, hvilket samlet set vil give mindre korrosion. Temperaturen i forbrændingskammeret vil sandsynligvis være marginalt højere pga. den højere brændværdi, men dette vil næppe få betydning for korrosionsforholdene.

Samlede omkostninger ved forbrænding

Tabel 4.13 viser, at de samlede nettoomkostninger i faktorpriser ved forbrænding af imprægneret affaldstræ ligger mellem 199 og 207 kr./ton afhængig af træets brændværdi. Disse nettoomkostninger forudsætter dog, at el- og varmeproduktionen kan udnyttes.

Tabel 4.13. Samlede omkostninger ved forbrænding af imprægneret affaldstræ i faktorpriser (kr./ton imprægneret affaldstræ).

	Min.-scenarium	Maks.-scenarium
Nedre brændværdi (MJ/kg)	9,3	14,3
Brutto forbrændingsomkostning, inkl. omkostninger til røggasrensning og slagge for gens. affald.	564,9	769,2
Mindsket røggasrensning	0	0
Øget mængde spildevand	0	0
Ændret slaggemængde	-0,9	-1,2
Øget korrosion	0	0
Indtægt ved el- og varmeproduktion	366,4	562,8
Netto forbrændingsomkostning	199,5	207,6
Gennemsnit	203,6	

Tabel 4.14. viser hhv. de totale budgetøkonomiske omkostninger og de totale velfærdsøkonomiske omkostninger pr. ton træ ved forbrænding af imprægneret affaldstræ.

Tabel 4.14. Budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostninger ved forbrænding af imprægneret affaldstræ (kr./ton)

	Budgetøkonomiske omk.		Velfærdsøkonomiske omk.	
	Min.	Maks.	Min.	Maks.
Nettoomkostninger i alt	199,46	207,64	233,38	242,94
Miljøeffekter				
Emissioner til luften			52,20	87,07
Fortrængte emissioner			-214,04	-329,12
Omk. i alt	199,47	207,64	71,75	0,89

Det ses, at emissioner fortrængt fra anden energiproduktion i maks.-scenariet udgør en større værdi end omkostningerne ved selve forbrændingen af det imprægnerede affaldstræ. Den forholdsvis høje værdi af de fortrængte emissioner skyldes især de undgåede emissioner af SO₂, hvor den forholdsvis lave omkostning af emissionerne fra selve forbrændingen skyldes, at det kun har været muligt at beregne omkostningerne for emissioner til luften. Af tabel 4.7 fremgik, at en stor del af emissionerne fra forbrænding af imprægneret affaldstræ gik til jorden som fast affald. Disse mængder indgår således ikke i tabel 4.14's beregnede omkostninger.

Ved forbrænding af imprægneret affaldstræ antages at gælde samme hvile i sig selv-princip som ved deponering og derfor dækkes de budgetøkonomiske omkostninger af affaldsproducenterne. Netselskaberne vil derfor skulle betale for at få forbrændt ledningsmaster. Kommunerne vil i første omgang betale for at få forbrændt det kommunalt indsamlede imprægnerede affaldstræ, for efterfølgende at sende regningen direkte videre til forbrugerne, så det i sidste ende vil være forbrugerne, der dækker omkostningerne ved forbrænding af det kommunalt indsamlede imprægnerede affaldstræ.

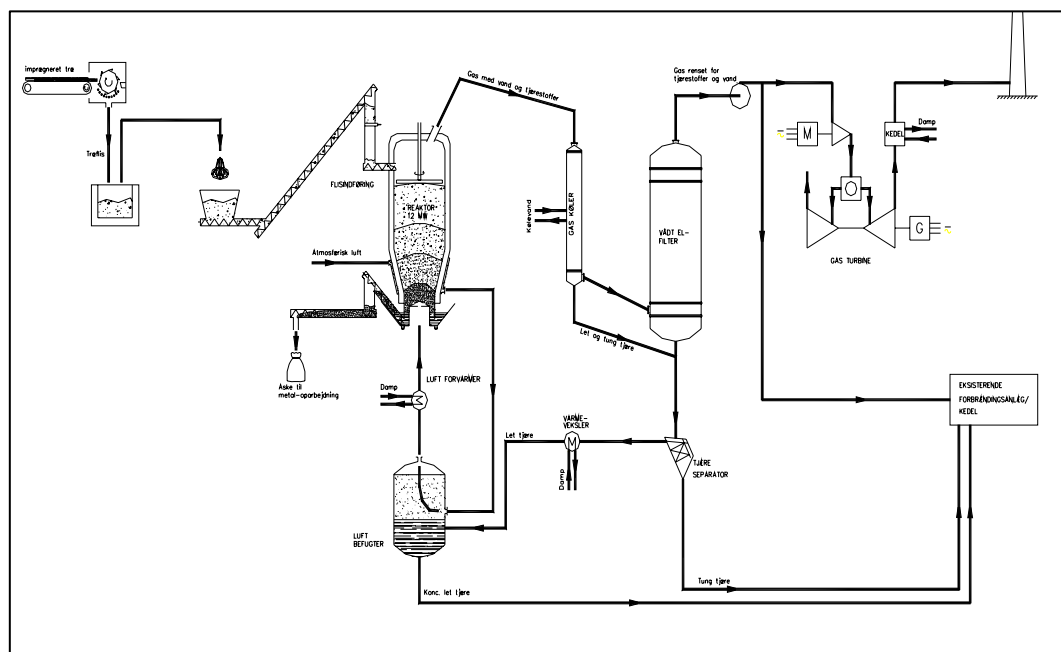
4.4 Kommunekemi A/S – Forgasning

Kommunekemi A/S har udviklet et anlæg til behandling af imprægneret affaldstræ. Anlægget findes endnu ikke i fuld skala, da Kommunekemi afventer nogle klare retningslinjer til behandlingen af træet og restprodukterne. Data er derfor baseret på forsøgsanlæg og estimerede omkostninger. Alle beregninger i dette afsnit er baseret på data fra Kommunekemi.

Anlægget er baseret på behandling af CCA-imprægneret affaldstræ ved hjælp af forgasning. I de efterfølgende betragtninger er der derfor taget udgangspunkt i de sammensætninger af træet, der er præsenteret i afsnit 1.2.1.

Anlægget designes til at behandle tre ton træ pr. time, svarende til ca. 25.000 ton pr. år. Af hensyn til forgasningen skal der være et vandindhold på omkring 40% i træet. Er træet mere tørt, er det nødvendigt at tilsætte vand. Data for anlægget forudsætter 25.000 ton træ årligt med et vandindhold på 40%. Dvs. kapaciteten er 15.000 ton tørt træ. Dette svarer til minimumsscenarioet beskrevet i afsnit 1.2.1.

I forbindelse med den efterfølgende beskrivelse henvises til figur 4.1 (Se evt. bilag 1 for en større udgave af figuren).



Figur 4.1. Principskitse for Kommunekemis forgasningsanlæg

Forbehandling

Træet skal inden behandling neddeles til flis. Flis anlægget dimensioneres til en kapacitet på 20 ton pr. time. Der regnes med 15 ton pr. time i 6-7 timers daglig drift 5 dage om ugen, i alt ca. 25.000 ton pr. år.

Affaldstræet indeholder fremmedlegemer som sten og metalfragmenter, hvorfor maskinerne skal være robuste nok til at klare dette. Stål og metalfragmenter sorteres fra flisen og kan genanvendes. Flisen tilføres et flislag, med en kapacitet på ca. 500 ton.

Af hensyn til støj og risiko for støvspredning placeres neddelingsanlægget i en lukket bygning indrettet til formålet.

Forgasning

Forgasningen finder sted i en modstrømsforgasser. Forgasserens reaktor er udformet som en vertikal orienteret udmuret cylinder med top og bund.

De processer, der finder sted i reaktoren, er opdelt i vertikalt afgrænsede zoner. Set fra bunden består disse lag af:

1. Askelag, hvor også luftindblæsning finder sted
2. Glødelag, hvor afgasset kulstof (koks) forbrændes
3. Forgasningslag, hvor der dannes brint og kulmonoxid
4. Pyrolyselag, hvor kulbrintegasser og tjære drives ud af brændslet
5. Brændselslag, hvor tilført flis forvarmes/tørres. Brændselslaget virker samtidig som et filter, der tilbageholder støv.

Processen styres ved at regulere på tilførsel af vanddamp og forvarmet atmosfærisk luft, som blæses ind i reaktoren under askelaget.

Rågassen, som forlader reaktorens top, er ca. 75 °C. Forsøg viser, at gassen er mættet med en blanding af vanddamp og tjære samt ca. 80% af den arsen, der findes i CCA imprægneret træ. De resterende 20% arsen tilbageholdes i asken sammen med de øvrige metaller chrom og kobber.

De materialestrømme, der forlader reaktoren, er således:

- Rågas
- Forgasningsaske

Efterbehandling

1a) Rensning af rågassen

Den ca. 75°C varme rågas, der er overmættet med vanddamp og tjære, ledes til en røggaskøler, hvor temperaturen sænkes til ca. 40°C. Herved udkondenseres tjære og vand, og der afgives varme, der overføres til fjernvarmenettet.

Gassen føres herefter til rensning i et vådt el-filter. Erfaringer fra Harboøre Varmeværk, der forgasser ren træflis, viser, at et vådt el-filter udskiller ca. 99,9% af alle aerosoler og partikler større end 3 µm. El-filteret opererer med en spændingsdifference på 20-30.000 volt. Partiklerne lades og udfældes på kollektorpladerne, hvor de vaskes ned af kondenseret tjære og vanddamp.

Forsøg har vist, at kondensatet indeholder alle faste partikler, herunder arsen, som ved den aktuelle temperatur optræder som arsenik, As_2O_3 . Strømme fra el-filteret er således:

- Renset gas
- Tjære-/vandkondensat

1b) Separering af tjære/vandkondensat

Separering af tjære/vandkondensat sker i tjæreseparatoren ved hjælp af massefyldeforskellen. Herved fås:

- Tung tjære, der ledes til eksisterende roterovns-forbrændingsanlæg. Herved udnyttes brændværdien til fremstilling af el og varme. Ved forbrændingen ender As i røggasrensingsproduktet og slagge, der begge deponeres.
- Let tjære.

1c) Opkoncentrering af let tjære

Den lette tjære ledes til opkoncentreringsanlægget, hvor ca. 50% af væskemængden afdampes.

Dampen anvendes til befugtning af luft til forgasningsreaktoren.

Forsøg viser, at arsenikindholdet i den tilbageværende væskeandel herved opkoncentreres.

Den koncentrede let-tjære ledes til forbrænding i de eksisterende roterovnsforbrændingsanlæg, således at brændværdien udnyttes til fremstilling af el og varme. Ved forbrændingen ender As i røggasrensingsproduktet og slagge, der begge deponeres.

1d) Forgasningsgassen

Den rensede forgasningsgas vil i første omgang blive anvendt som støttebrændsel på de eksisterende roterovnsforbrændingsanlæg. Senere er det hensigten at benytte gassen på en eksisterende gasturbine, der med hensyn til fremstilling af el har en bedre virkningsgrad end ved afbrænding på roterovnene.

2) Forgasningsaske

Forgasningsasken indeholder 100% af den chrom og kobber og ca. 20% af den arsen, som træet indeholder.

Med udgangspunkt i gennemsnitsværdier for de forudsætninger, der er sat for metalindhold, tørstof- og askeprocent i affaldstræet, kan askemængden og dens metalindhold beregnes:

Tør træmængde: 60% af 25.000 ton = 15.000 ton

Askemængde: ca. 10% af tør træmængde: 1.500 ton pr. år

Metalindhold (ved 10% aske og når 80% As fjernes med gassen):

- Kobber 12.500 mg/kg
- Chrom 8.750 mg/kg
- Arsen 1.550 mg/kg

Metallerne i asken kan enten oparbejdes, eller alternativt kan asken deponeres.

2a) Oparbejdning af asken

Kommunekemi udvikler i samarbejde med Wilson Engineering A/S en proces til oparbejdning af metallerne i asken.

Processen består af en varm alkalisk ekstraktion efterfulgt af en række hydrokemiske processer:

Asken blandes med reagens (miks af tre reagenser) i forholdet 1:1,5, og opvarmes til ca. 800°C i ca. 1 time. Herefter ekstraheres aske/reagens i vand, hvorved chrom og arsen opløses i vandet, mens kobber forbliver uopløst i sedimentet.

Kobbersedimentet sendes til oparbejdning på kobberværk.

Opløsningen gøres sur, og arsen fældes som en stabil svovlforbindelse, der er egnet til deponering. Efterfølgende fældes chrom, og der kan fremstilles en chromforbindelse, der anvendes på eksempelvis garverier. Det ene af de tre reagenser til den varme proces kan til slut regenereres.

2b) Deponering af forgasningsaske

I stedet for at oparbejde metallerne i asken er det muligt i stedet at stabilisere asken og opfylde fx saltminer i Tyskland. Alternativt kan asken indstøbes i beton og deponeres på Kommunekemis deponi ved Klintholm.

4.4.1 Miljøeffekter/emissioner

Processpildevand

Der forekommer ikke spildevand fra forgasningsprocessen. I askeoparbejdningsprocessen genereres der ca. 3.000 m³ processpildevand pr. år (ca. 0,5 g SO₄²⁻ pr. liter).

Ventilationsluft

Af brand- og arbejdsmiljømæssige årsager skal bygninger, der rummer produktionsanlæggene, ventileres. Der vil uundgåeligt være en vis støvproduktion fra flisning af træet, og flisanlægget udrustes med støvundertrykkelsesanlæg.

Emissioner til luft

I forgasningsprocessen dannes der ved afbrænding af gassen CO₂, men da gassen er fremstillet på baggrund af træ, anses processen for at være CO₂-neutral. I askeoparbejdningsprocessen er der en emission på 50-100 ton NO_x pr. år.

Støj

I forgasningsprocessen vil der i forbindelse med drift af flisanlægget være støj fra maskinanlæggene. Bygningerne støjisoleres derfor. I askeoparbejdsprocessen er støj ikke relevant.

Fast affald

Der dannes ikke fast affald i forgasningsprocessen, og i askeoparbejdningsprocessen dannes der ikke af fast affald af betydning.

Samlet miljøeffekt

Tabel 4.15. Type og mængde af miljøkonsekvenser fra Kommunekemis processer pr. ton imprægneret affaldstræ

Proces/ miljøkonsekvens	Mængde ved fuld kap. udnyttelse (25.000 ton)	Mængde/ton be- handlet træ – min.-scenarie (25.000 ton be- handlet impræg- neret affaldstræ)	Mængde /ton be- handlet træ – maks.-scenarie (17.500 ton be- handlet impræg- neret affaldstræ)
Forgasning:			
CO ₂ i røggas		Træet er CO ₂ neutralt	Træet er CO ₂ neutralt
Arsenik i røggas	0,05 kg	0,002 g	0,003 g
Træstøv fra flisning	50 kg	2 g	2,9 g
Arsenik i træstøv	1 kg	0,04 g	0,06 g
Arsenik i spildevand	0,005 kg	0,0002 g	0,0003 g
Metaloparbejdning:			
NO _x	75 kg ¹	3 g	4,3 g
Emissioner og energiforbrug fra oparbejdning af Cu-filterkage		Kendes ikke af Kommunekemi	Kendes ikke af Kommunekemi
As-produkt depo- neres i saltminer			
Deponering			
Mængde af rest- produkt	1500 ton	60 kg	86 kg

¹ Kommunekemi oplyser, at NO_x-emissionen ved metaloparbejdning er 50-100 kg ved fuld kapacitetsudnyttelse (behandling af asken fra 25.000 ton imprægneret affaldstræ). I beregningerne er anvendt et gennemsnit, 75 kg.

Emissioner fra fortrængt energiproduktion

Den energi, der produceres i Kommunekemis proces fortrænger energiproduktion andetsteds og dermed også emission fra energiproduktionen andet-

steds. Det antages, at den fortrængte energiproduktion ville have fundet sted på et gennemsnitligt kraftvarmeværk. Emissioner fra et sådan kraftvarmeværk ses i tabel 4.9.

Af oplysningerne fra Kommunekemi kan beregnes, at der pr. ton behandlet imprægneret affaldstræ produceres 2,28 MWh varme og 0,82 MWh el (anden energi). Et groft skøn over den fortrængte emission fra et gennemsnitligt kraftvarmeværk ses i tabel 4.16.:

Tabel 4.16. Fortrængt emission ved energiproduktion på Kommunekemi's anlæg (kg/ton imprægneret affaldstræ)

Emissioner	Min.-scenarie kg/ton	Maks.-scenarie kg/ton
CO ₂	713,9686	1019,9551
SO ₂	0,4483	0,6405
NO _x	1,5214	2,1734

Energibalance

Kommunekemi har to muligheder i energiproduktionen. Enten kan vælges at afbrænde både gas og tjæreprodukter i forbrændingsanlægget. Alternativt kan gassen anvendes på gasturbinen, som er koblet i en combined cycle med dampturbinen. Tjære fra gasrensningen afbrændes i forbrændingsanlægget. Her vil tjæren kunne erstatte dyrt indkøbt støttebrændsel. Virkningsgraderne vil være flg.:

Ved afbrænding:

Elvirkningsgrad på modtryksturbine med samtidig fjernvarmeproduktion er 15%.

Varmevirkningsgrad ved samtidig elproduktion er 73%. Samlet anlægsvirkningsgrad er 88%.

Ved gasturbine og combined cycle:

Elvirkningsgrad gasturbine + dampturbine 32%.

Varmevirkningsgrad 50%.

80% af træets energiindhold genfindes i gassen, mens 15% afbrændes med virkningsgrader som ved forbrænding. 5% går tabt. Samlet virkningsgrad er 79%.

4.4.2 Omkostninger ved Kommunekemis metode

Oplysninger om Kommunekemis behandling af imprægneret affaldstræ er videregivet med en fortrolighedserklæring. Det er derfor kun muligt at præsentere aggregerede resultater af de økonomiske beregninger af omkostningerne ved behandling af imprægneret affaldstræ under forudsætningerne for sammensætningen af det imprægnerede affaldstræ præsenteret i afsnit 1.2.1. Opgørelsen af omkostningerne er dokumenteret i et regneark, der indeholder de fortrolige oplysninger. Dette regneark er kun tilgængeligt for Miljøstyrelsen, Kommunekemi, FORCE Technology og akf.

De velfærdsøkonomiske omkostninger til behandling af imprægneret affaldstræ på Kommunekemi er beregnet på baggrund et driftsøkonomisk regnskab omfattende oplysninger om alle investeringer samt løbende omkostninger og indtægter.

Kommunekemi har oplyst følgende priser på ressourcer og produkter, som anvendes og produceres i Kommunekemis proces.

Tabel 4.17. Nøgletal for input og output i Kommunekemis proces (Kommunekemi 2005)

Input	Omkostning pr. enhed
Energi (el)	0,52 kr./kWh
Dieselolie	5 kr./liter
Vand	0,01 kr./liter
Kemikalier	1.500 kr./ton
Output	Værdi pr. enhed
Varme	0,21 kr./kWh
Anden energi (el)	0,29 kr./kWh
Jernskrot	200 kr./ton
Chrom	5000 kr./ton
Kobber filterkage	-1200 kr./ton
Spildevand fra forgasningsprocessen (afbrændes på KK)	- 500 kr./ton
Spildevand fra metaloparbejdningsprocessen	- 30 kr./ton
Filterstøv	- 1.000 kr./ton
Arsenprodukt dep. saltmine inkl. transport	- 1.000 kr./ton

De velfærdsøkonomiske omkostninger forbundet med Kommunekemis behandling af imprægneret affaldstræ ses i tabel 4.18. I de velfærdsøkonomiske beregninger indgår kun omkostningerne for de miljøkonsekvenser, det har været muligt at finde beregningspriser for. Af hensyn til fortrolighedsaftalen fremgår de enkelte poster kun på aggregeret niveau. Omkostningerne er beregnet for forgasningsprocessen og den efterfølgende proces hhv. oparbejdning af metallerne eller deponering i miner i hhv. Danmark eller Tyskland.

Tabel 4.18 Velfærdsøkonomiske omkostninger ved Kommunekemis behandling af imprægneret affaldstræ (kr.)

	Min.-scenarium (25.000 ton imprægneret affaldstræ)			Maks.-scenarium (17.500 ton imprægneret affaldstræ)		
	Oparbejdning af metaller inkl. forgasning	Deponering i Danmark inkl. forgasning	Deponering i Tyskland inkl. forgasning	Oparbejdning af metaller inkl. forgasning	Deponering i Danmark inkl. forgasning	Deponering i Tyskland inkl. forgasning
Maskiner	13.014.421	10.088.699	10.088.699	13.014.421	10.088.699	10.088.699
Bygninger	3.327.672	2.662.138	2.662.138	3.327.672	2.662.138	2.662.138
Drift	17.245.650	11.336.950	11.336.950	17.318.775	11.410.075	11.410.075
Indtægter	13.997.580	21.287.330	21.287.330	13.997.580	21.287.330	21.287.330
Restprodukter	3.782.300	4.504.500	5.502.000	3.782.300	4.504.500	5.502.000
I alt	23.372.464	7.304.957	8.302.457	23.445.589	7.378.082	8.375.582
Miljøkonsekvenser	6.225	0	0	6.225	0	0
Fortrængte emissioner ved energiproduktion	-12.189.976	12.189.976	-12.189.976	-12.189.976	-12.189.976	-12.189.976
I alt inkl. miljøkonsekvenser	11.188.713	-4.885.019	-3.887.519	11.261.838	-4.811.894	-3.814.394

Behandlingsomkostninger pr. ton træ	447,55	-195,40	-155,50	643,53	-274,97	-217,97
-------------------------------------	--------	---------	---------	--------	---------	---------

Ved maksimumsscenarioet er vandindholdet 15%, og i dette tilfælde kan der ifølge Kommunekemi kun behandles omkring 17.500 ton træ, da det er nødvendigt at befugte det op til 40% (=25.000 ton). Forskellen på de totale behandlingsomkostninger ved min.- og maks.-scenarioet er således kun et yderligere vandforbrug på 6.250 ton pr. år ved maksimumsscenarioet. Det svarer til en merudgift på 62.500 kr. pr. år i faktorpriser. Af tabel 4.18 ses, at behandlingsomkostningen pr. ton behandlet imprægneret affaldstræ ved oparbejdning af metaller bliver betydeligt højere under maks.-scenarioet, hvilket hovedsagelig skyldes den mindre mængde imprægneret affaldstræ der kan behandles for ca. samme omkostninger. Vælges i stedet at udelade metaloparbejdningsprocessen for blot at deponere asken efter selve forgasningsprocessen, ses, at maks.-scenarioet medfører en højere gevinst pr. ton træ end min.-scenarioet. Dette skyldes, at den mindre mængde træ i maks.-scenarioet medfører samme størrelse overskud.

Tabel 4.19 Budgetøkonomiske omkostninger ved Kommunekemis behandling af imprægneret affaldstræ (kr.)

	Min.-scenarium (25.000 ton imprægneret affaldstræ)			Maks.-scenarium (17.500 ton imprægneret affaldstræ)		
	Oparbejdning af metaller	Deponering i Danmark	Deponering i Tyskland	Oparbejdning af metaller	Deponering i Danmark	Deponering i Tyskland
Behandlingsomkostninger pr. ton træ	761,03	229,24	259,24	1090,77	331,06	373,92

Ved behandling af imprægneret affaldstræ på Kommunekemis anlæg antages at gælde samme hvile i sig selv-princip som ved deponering og forbrænding. Derfor dækkes de budgetøkonomiske omkostninger af affaldsproducenterne. Netselskaberne vil skulle betale for at få behandlet ledningsmaster. Kommunerne vil i første omgang betale for at få behandlet det kommunalt indsamlede imprægnerede affaldstræ, for efterfølgende at sende regningen direkte videre til forbrugerne, så det i sidste ende vil være forbrugerne, der dækker omkostningerne ved behandling af det kommunalt indsamlede imprægnerede affaldstræ.

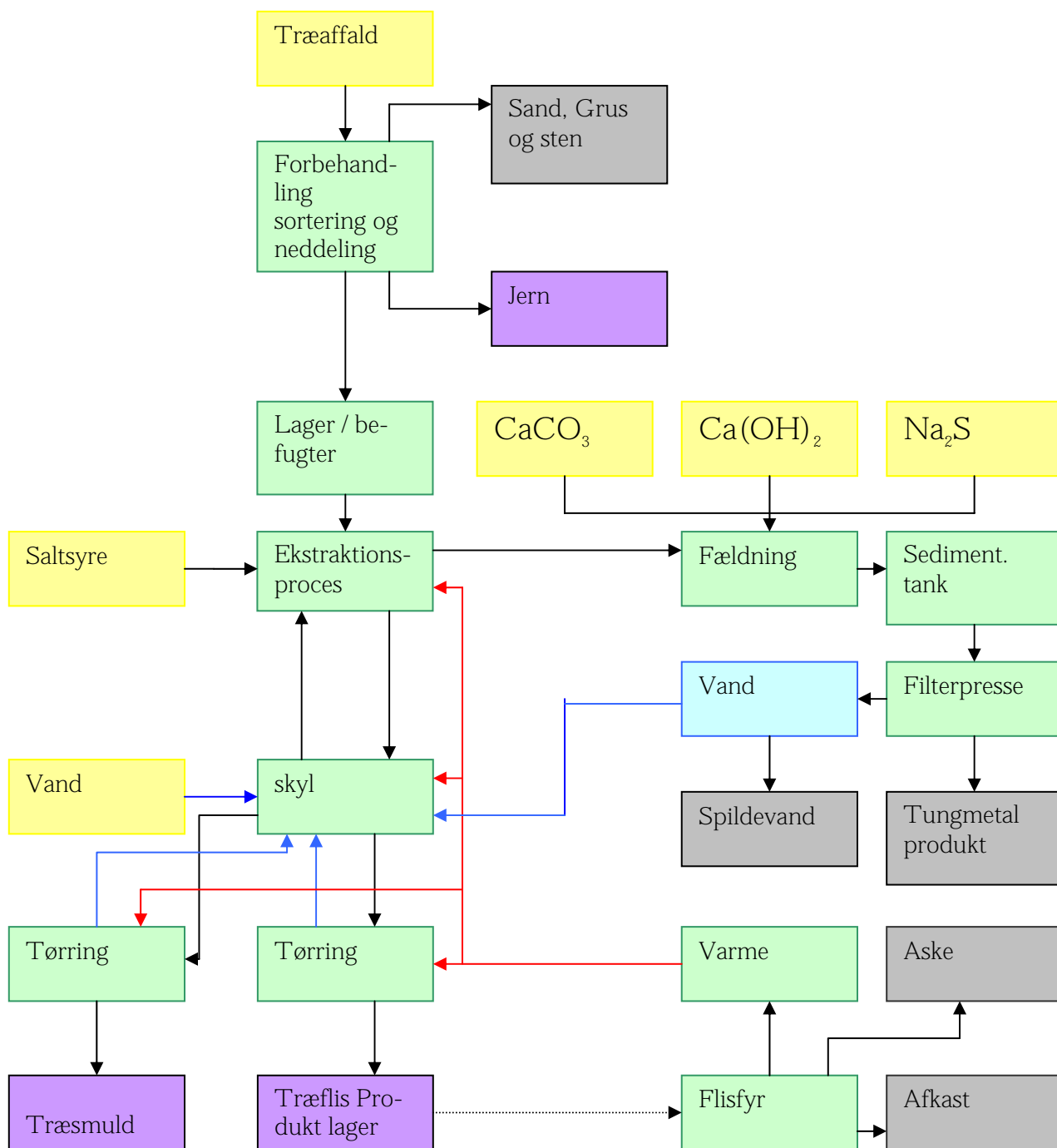
Kapacitet og stordriftsfordele

Kommunekemi har ikke foretaget estimeringer af omkostninger på anlæg med anden kapacitet end det her præsenterede, og det er således ikke muligt at vurdere, om der vil være evt. stordriftsfordele ved at behandle større mængder imprægneret affaldstræ end anlæggets fulde kapacitet. Ligeledes er det heller ikke muligt at vurdere omkostningen pr. ton træ ved en ikke-fuld udnyttelse af anlæggets kapacitet.

4.5 RGS90 Watech

RGS90 Watech har udviklet en metode til behandling af imprægneret affaldstræ. Anlægget findes endnu ikke i fuld skala, da RGS90 Watech afventer, ligesom Kommunekemi, klare retningslinjer for behandling af træet og restprodukterne. Data er derfor baseret på forsøgsanlæg og estimerede omkostninger. Alle beregninger i dette afsnit er baseret på data fra RGS90 Watech.

RGS90 Watechs behandlingsproces til ekstraktion af tungmetaller fra imprægneret træ følger principskitzen (flow-sheet) for processen i figur 4.2.



Figur 4.2 Flow-sheet for RGS90 Watechs anlæg til genanvendelse af imprægneret træaffald (RGS90 Watech d. 10. okt. 2003).

Anlægget er baseret på behandling af CCA-imprægneret affaldstræ ved hjælp af en ekstraktionsproces. I de efterfølgende betragtninger er der taget udgangspunkt i de sammensætninger af træet, der er præsenteret i afsnit 1.2.1.

Procesbeskrivelse

Træaffald tilføres sortering/neddelingsprocessen, hvor sand, grus, sten, søm og andre fremmede stoffer sorteres fra dels med en magnet og dels gennem en sorter-tromle. Det sand og jord, der sorteres fra, sendes til specialdeponi (klasse 3-jord), da det kan indeholde imprægneringsmidler. Det forsorterede træaffald hakkes herefter til flis og mellemlagres (med befugtning).

Fra mellemlageret føres det neddelte træ (træflis) til en ekstraktionsproces. Modstrømsekstraktionen udføres med varm, fortyndet saltsyre.

Efter ekstraktionen fås en saltsyreopløsning med kobber, krom, arsen og en smule oxidérbare organiske forbindelser (COD). Denne opløsning behandles med kalk (CaCO_3) og læsket kalk (Ca(OH)_2). Herved fældes tungmetallerne. Opløsningen fra udfældning finpoleres med sulfid for at fjerne evt. rest arsenindhold. De fældede tungmetaller fjernes med en filterpresse og filterkagen sendes til oparbejdning af Cu og Cr eller deponeres. As foreligger på stabiliseret form og kan deponeres. Vandfasen fra afvandringsprocessen deles i spildevand og vand, der kan genbruges i processen.

Efter ekstraktionen indføres træflisen til et skylletrin til fjernelse af restklorid. Dette udføres som en modstrømsekstraktion med varmt vand.

Det nu rensede træflis separeres fra væsken i to trin. Det grove trin giver det behandlede træflis produkt, og det fine trin giver et træ(sav)smulds-lignende produkt. Disse produkter kan køres sammen, hvis man ønsker det. Processen fremstiller altså rent træbrændsel (flis og smuld) uden imprægneringsmidler. Disse brændsler vil kunne erstatte tilsvarende "jomfruelige" træbrændsler og dermed give en meget høj udnyttelsesgrad af energien i affaldstræet. Selve forbrændingen i et flisfyr (som vist i figur 4.2) er ikke med i de økonomiske vurderinger. Det skyldes, at det ikke er en del af den, af RGS90 Watech til projektet beskrevne teknologi, og at det ligger uden for projektets rammer at opstille de nødvendige tekniske forudsætninger, herunder forudsætninger om træets renhed.

Efter tørring sendes produkterne på lager for henholdsvis træflis og træsmuld. En mindre del af det behandlede træflis produkt bruges til opvarmning af vand, saltsyre samt til tørringsformål.

Miljøeffekter relateret til RGS90 Watechs proces er vist i tabel 4.20.

Tabel 4.20. Emissioner fra RGS90 Watechs proces pr. ton imprægneret affaldstræ

	Kg. emission/ton affaldstræ
Emission til luften	
CO ₂ (fra drift – ikke omsat træ)	92
SO ₂	0,05
NO _x	0,01
Emission til spildevand	
As	0,0006
Cl	30
Cr	0,00005
Cu	0,00001

Tungmetaller i restprodukter	
As	0,5
Cr	0,5
Cu	0,7

4.5.1 Omkostninger ved RGS90 Watechs metode

Oplysninger om RGS90 Watech behandling af imprægneret affaldstræ er givet med en fortrolighedserklæring. Det er derfor kun muligt at præsentere generelle resultater af de samfundsøkonomiske beregninger. Der er forudsat en kapacitet på 25.000 ton/år.¹⁴

De samfundsøkonomiske omkostninger til behandling af imprægneret affaldstræ hos RGS90 Watech er beregnet på baggrund et driftsøkonomisk regnskab omfattende oplysninger om alle investeringer samt løbende omkostninger og indtægter.

RGS90 Watech har oplyst følgende priser (jf. tabel 4.21) på ressourcer og produkter, som anvendes og produceres i RGS90 Watechs proces.

¹⁴ Opgørelsen af omkostningerne er dokumenteret i et regneark, der indeholder de fortrolige oplysninger. Dette regneark er kun tilgængeligt for Miljøstyrelsen, RGS90 Watechs, FORCE Technology og akf.

Tabel 4.21. Nøgletal for input og output i RGS90 Watechs proces

Input	Omkostning pr. enhed
Vandforbrug	10 kr./m ³
Råstoffer	375 kr./ton
Kemikalier	521 kr./ton
Diesel køretøjer	5.000 kr./ton
Spildtræ	230 kr./ton
Energi (el)	2.907 kr./MWh
Output	Værdi pr. enhed
Affald til deponering inkl. transport, (forb.)	-149 kr./ton
Affald til deponering inkl. transport (proces)	-1.100 kr./ton
Spildevand	23 m ³
Genanvendt jern (indtægt ved forb.)	41 kr./ton
Træflis (case 1: 19,0 (9,3) MJ/kg og case 2: 19,0 (14,3) MJ/kg)	247 kr./ton
Træsmuld (20% vand)	360 kr./ton

Ifølge RGS90 Watech har træflis en værdi på 247 kr./ton og træsmuld sælges til 360 kr./ton. Denne salgspris er afhængig af, at træflis og træsmuld godkendes som rene træprodukter, jf. tabel 4.20.

De samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med RGS90 Watechs behandling af imprægneret affaldstræ ses i tabel 4.22. Af hensyn til fortrolighedsaftalen fremgår de enkelte poster kun på et aggregeret niveau. Omkostningerne er beregnet for forbehandlingen, den efterfølgende proces, samt for genindvinding af Cu. Cr genindvindes ikke, da det ikke kan betale sig.

Tabel 4.22 Samfundsøkonomiske omkostninger ved RGS90 Watechs behandling af imprægneret affaldstræ

	Min.-scenarium (scenarium 1)			Maks.-scenarium (scenarium 2)		
	RGS90 forbe-handling	RGS90 proces	RGS90 proces inkl. Cu-indvinding	RGS90 forbe-handling	RGS90 proces	RGS90 proces Cu-indvinding
Anlægskapacitet	26.250	25.000	25.000	27.200	25.000	25.000
Maskiner	1.114.901	5.724.716	6.839.178	1.114.901	5.724.716	6.839.178
Bygninger	0	1.337.355	1.337.355	0	1.337.355	1.337.355
Drift	1.077.728	11.409.113	12.773.850	1.077.728	11.514.413	12.879.150
Indtægter	15.375	8.040.240	9.711.490	59.245	11.324.430	12.995.680
Bortskaffelse af restprodukter	235.488	1.138.059	1.113.387	181.413	1.241.019	1.202.448
Årlig omk. i alt	2.412.742	11.569.002	12.352.280	2.314.797	8.493.072	9.262.450
Del-behandlingsomkostning pr. ton træ	92	462,76	494	85	339,72	370
Behandlingsomkostning pr. ton træ inkl. forbehandling	-	554,76	586	-	424,72	455
Miljøkonsekvenser	-	13	13	-	12	12
Behandlingsomkostninger pr. ton træ inkl. miljøomk.	-	567,26	599	-	436,72	467

I maks.-scenariet ligger behandlingsomkostningerne på cirka 437 kr. pr. ton og i min.-scenariet på ca. 567 kr. pr. ton, jf. mht. konstruktionen af scenarierne i tabel 1.2. Maks.-scenariet inkl. kobberindvinding har behandlingsomkostninger på 467 kr. pr. ton behandlet træ og min.-scenariet inkl. kobberindvinding har behandlingsomkostninger 599 kr. pr. ton behandlet træ.

Som nævnt indgår der i analysen en forventet markedspris for salg af ren træflis og træsmuld. Derimod indgår ikke værdien af fortrængt CO₂- emissioner ved anvendelse af denne træflis til energiproduktion. Det indgår ikke i de forudsætninger, der er opstillet til denne samfundsøkonomiske analyse. Vi er heller ikke gået ind i en nærmere vurdering af de forudsatte salgspriser.

Tabel 4.23 Budgetøkonomiske omkostninger ved RGS90 Watechs behandling af imprægneret affaldstræ (kr.)

	Min.-scenarium (scenarium 1)		Maks.-scenarium (Scenarium 2)	
	RGS90-proces	RGS90-proces inkl. Cu-indvinding	RGS90-proces	RGS90-proces inkl. Cu-indvinding
Behandlingsomkostninger pr. ton træ	444,09	469,86	333,28	358,58

Ved behandling af imprægneret affaldstræ på RGS90 Watechs anlæg antages at gælde samme hvile i sig selv-princip som ved deponering og forbrænding. Derfor dækkes de budgetøkonomiske omkostninger af affaldsproducenterne. Netselskaberne vil skulle betale for at få behandlet ledningsmaster. Kommunerne vil i første omgang betale for at få behandlet det kommunalt indsamlede imprægnerede affaldstræ, for efterfølgende at sende regningen direkte videre til forbrugerne, så det i sidste ende vil være forbrugerne, der dækker omkostningerne ved behandling af det kommunalt indsamlede imprægnerede affaldstræ.

Kapacitet og stordriftsfordele

RGS90 Watech oplyser følgende (tabel 4.24) om sammenhængen mellem investeringer (forbehandling, proces og bygninger er inkluderet) og anlægskapacitet.

Tabel 4.24 Investering og kapacitet for RGS90 Watech

Kapacitet (ton/år)	Investering
10.000 ton	19.198.000
20.000 ton	30.133.000
30.000 ton	39.299.000
40.000 ton	47.489.000
50.000 ton	55.028.000

Det ses, at der er betydelige stordriftsfordele. Forudsætningerne for beregningerne (i tabel 4.22.) er en kapacitet på 25.000 ton. Vi har ikke haft nøgletal (jf. tabel 4.21) til at gennemføre beregninger med andre kapaciteter. Hvis Watech fik monopol på behandlingen af imprægneret affaldstræ, kunne et anlæg med højere kapacitet komme på tale, jf. figur 1.

5 Samfundsøkonomiske analyser

Dette kapitel præsenterer resultaterne af samfundsøkonomiske analyser af fire forskellige metoder til behandling af imprægneret affaldstræ; deponi, forbrænding, Kommunekemis forgasningsproces og RGS90 Watechs våd-kemiske proces.

De samfundsøkonomiske analyser består af en budgetøkonomisk analyse, der beskriver de økonomiske konsekvenser for en række relevante aktører samt en velfærdsøkonomisk analyse, der beskriver de samlede konsekvenser for samfundet både økonomiske og miljømæssige konsekvenser.

Metoderne bag budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske analyser er beskrevet i kapitel 2, der følger Miljøstyrelsens vejledning (Møller et al., 2000).

5.1 Velfærdsøkonomisk analyse

Den velfærdsøkonomiske analyse beskriver enhedsomkostningerne pr. ton behandlet imprægneret affaldstræ for de fire behandlingsmetoder; deponi, forbrænding, Kommunekemis forgasningproces og RGS90 Watechs våd-kemiske proces. Både den velfærdsøkonomiske og den budgetøkonomiske analyse er forbundet med en del usikkerhed. For at belyse denne usikkerheds påvirkning af analysens resultater præsenteres en række følsomhedsanalyser, der illustrerer usikkerheden i beregningerne og konklusionerne.

Enhedsomkostningerne pr. ton behandlet imprægneret affaldstræ for de fire forskellige behandlingsmetoder ses i tabel 5.1. Omkostningerne for Kommunekemis og RGS90 Watechs behandling er beregnet både med og uden indvinding af metaller. I den velfærdsøkonomiske analyse er der en række omkostninger, der ikke har været mulige at indregne. Disse er listet i boks 5.1.

Tabel 5.1 Velfærdsøkonomiske omkostninger i hhv. min.- og maks.-scenarier for fire forskellige behandlingsmetoder

	Enhed	Deponi, min.	Deponi, maks.	Forbrænding, min.	Forbrænding, maks.	KK, oparb. af metaller inkl. forgasn., min.	KK, dep. Tyskland inkl. forgasn., min.	KK, dk. dep., inkl. forgasn., min.	KK, oparb. af metaller inkl. forgasn., maks.	KK, dep. Tyskland inkl. forgasn., maks.	KK, dk. dep., inkl. forgasn., maks.	RGSS90 proces u. Cu-indvinding, inkl. forb., min.	RGSS90 proces inkl. Cu-indvinding, inkl. forb., min.	RGSS90 proces u. Cu-indvinding, inkl. forb., maks.	RGSS90 proces inkl. Cu-indvinding, inkl. forb., maks.
Transport i DK (lejet bil)	kr./ton	70	70	94	94	319	319	319	319	319	319	319	319	319	319
Behandlingsomk. per ton træ	kr./ton	1155	440	233	243	935	332	292	1340	479	422	555	586	425	456
Miljøomk. per ton træ	kr.	2,86	1,19	52	87	0,25	0	0	0,36	0	0	13	13	12	12
Fortrængt emission pr. ton træ	kr./ton	0	0	-214	-329	-488	-488	-488	-697	-697	-697	0	0	0	0
i alt	kr./ton	1228	512	165	95	766	163	123	962	101	44	886	917	756	786

Af de fire teknologier ses forbrænding (markeret med **fed**) og Kommunekemis behandling ekskl. oparbejdning af metaller (markeret med **fed**) at være de billigste. Ingen af behandlingsmetodernes scenarier giver dog samfundsøkonomisk set overskud.

Grunden til at forbrænding og Kommunekemis behandling af imprægneret affaldstræ falder så billigt ud, er anvendelsen af varmen fra forbrændings/forgasningsprocessen og de dermed fortrængte brændsler og emissioner fra traditionel energiproduktion. Ses der bort fra værdien af sådanne eksternaliteter/miljøkonsekvenser, viser det sig dog, at forbrænding og forgasning med efterfølgende deponering af restprodukterne (Kommunekemis metode) stadig har de billigste behandlingsomkostninger.

Forskellen til RGS90-teknologien reduceres dog radikalt. Forudsættes "affaldstræet" fra RGS90 anvendt som brændsel ved el- og varmeproduktion, er det ikke urealistisk, at RGS90-teknologien ville kunne konkurrere med forbrænding og Kommunekemis teknologi.¹⁵

Boks 5.1 Miljøeffekter, der ikke er inkluderet i analysen.

Effekter, der ikke er inkluderet:

Forbrænding: Potentielt langtidseffekt af tungmetaller i slagge og spildevand. Miljøeffekt af udledning af rensset spildevand. Potentielle langsigtede miljøeffekt af deponering af slagge og aske i miner.

¹⁵ En analyse, der desværre har ligget uden for rammerne for dette projekt.

Deponi: Potentielle langsigtede miljøeffekter af udsivning fra deponier, befolkningens potentielle negative nytteværdi af at vide, at affald deponeres, beslaglæggelse af jordarealer, der på langt sigt ikke kan bebygges pga. evt. risiko for udsivning.

Kommunekemi: Eventuelle miljøeffekter af oparbejdning af kobber på kobberværk afledt af KK's metaloparbejdningsscenarie. Miljøeffekter af deponering af arsen som en stabil svovlforbindelse. Fortrængt miljøeffekt af at bruge den oparbejdede kobber. Fortrængt miljøeffekt ved at bruge den fremstillede chromforbindelse. Potentielle langsigtede miljøeffekter af deponering af tungmetalholdig aske i miner i Tyskland eller på Kommunekemis depot. Miljøeffekter af at transportere asken til deponi i hhv. Danmark og Tyskland.

RGS90 Watech: Fortrængte miljøeffekter ved at genanvende det frasorterede jern i stedet for at skulle udvinde nyt jern. Fortrængt emission ved udnyttelse af det rensede træprodukt til energiproduktion. Desuden indgår ikke miljøomkostningerne ved indhold af As, Cr, Cu og Cl i spildevandet samt indhold af As, Cr og Cu i restproduktet, da der ikke findes beregningspriser for denne slags emissioner.

5.2 Følsomhedsanalyser

De estimerede behandlingsomkostninger i de forskellige scenarier testes i forhold til deres robusthed over for ændringer i beregningsforudsætningerne. Til dette formål er der udført en række følsomhedsanalyser, jf. tabel 5.2.

Tabel 5.2 Totale samfundsøkonomiske omkostninger pr. ton behandlet imprægneret affaldstræ

	Enhed	Deponi, min.	Deponi, maks.	Forbrænding, min.	Forbrænding, maks.	KK, oparb. af metaller inkl. forgasn., min.	KK, dep. Tyskland inkl. forgasn., min.	KK, dk. dep. inkl. forgasn., min.	KK, oparb. af metaller inkl. forgasn., maks.	KK, dep. Tyskland inkl. forgasn., maks.	KK, dk. dep., inkl. forgasn., maks.	RGS90proces u. Cu-indvinding, inkl. forb., min	RGS90-proces inkl. Cu-indvinding, inkl. forb., min	RGS90-proces u. Cu-indvinding, inkl. forb., maks	RGS90-proces inkl. Cu-indvinding, inkl. forb., maks
Grundliggende forudsætninger	kr./ton	1228	512	165	95	766	163	123	962	101	44	886	917	756	786
Ændret kalkulationsrente fra 3% til 6%	kr./ton	1228	512	165	95	719	126	86	895	48	-9	867	895	736	764
Ændret kalkulationsrente fra 3% til 2%	kr./ton	1228	512	165	95	783	176	137	986	120	63	893	925	762	794
Fordobling af beregningspriser	kr./ton	1246	530	28	-125	354	-249	-289	341	-521	-578	961	992	831	861
Halvering af beregningspriser	kr./ton	1219	503	234	205	972	370	330	1273	412	355	848	880	718	749

	Ehede	Deponi, min.	Deponi, maks.	Forbrænding, min.	Forbrænding, maks.	KK, oparb. af metaller inkl. forgasn., min.	KK, dep. Tyskland inkl. forgasn., min.	KK, dk. dep., inkl. forgasn., min.	KK, dk. dep., inkl. forgasn., maks.	KK, oparb. af metaller inkl. forgasn., maks.	KK, dep. Tyskland inkl. forgasn., maks.	KK, dk. dep., inkl. forgasn., maks.	RGSS90proces u. Cu-indvinding, inkl. forb., min.	RGSS90-proces inkl. Cu-indvinding, inkl. forb., min.	RGSS90-proces u. Cu-indvinding, inkl. forb., maks.	RGSS90-proces inkl. Cu-indvinding, inkl. forb., maks.
Beregningspriser for storbyer	kr./ton	1235	519	93	-22	622	19	-21	743	-119	-176	916	947	786	816	
Ekskl. fortrængt emission	kr./ton	1228	512	379	424	1254	651	611	1659	797	740	886	917	756	786	
+ 25% omk. ved deponi	kr./ton	1517	622	165	95	766	163	123	962	101	44	886	917	756	786	
- 25% omk. ved deponi	kr./ton	939	401	165	95	766	163	123	962	101	44	886	917	756	786	
+ 25% omk. ved forbrænding	kr./ton	1228	512	183	95	766	163	123	962	101	44	886	917	756	786	
- 25% omk. ved forbrænding	kr./ton	1228	512	147	94	766	163	123	962	101	44	886	917	756	786	
Transportomk. + 100%	kr./ton	1298	582	259	189	1085	482	442	1281	419	362	1205	1236	1074	1105	
Enselpris for KK og RGS90, 271 kr./MWh (svarende til Energi styrelsens anb.)	kr./ton	1228	512	165	95	730	139	99	910	66	9	886	917	756	786	
Transportomkostninger (RGS-90) 25%	kr./ton	1228	512	165	95	766	163	123	962	101	44	647	678	517	547	
Anderledes afskrivning (RGS90 = Kommunekemi)	kr./ton	1228	512	165	95	766	163	123	962	101	44	839	870	709	740	

I rapporten er der gennemført en række følsomhedsanalyser, jf. forspalten til tabel 5.2. Øverst i tabellen ses det referencescenarie, der tages udgangspunkt i ved sammenligning af ændringer i parametrene. De første to følsomhedsanalyser justerer kalkulationsrenten op og ned, og resultatet er, at når kalkulati-

onsrenten stiger (falder), så falder (stiger) nutidsværdien af de fremtidige omkostninger, hvilket gør alle behandlingsmetoder billigere (dyrere), men det ændrer ikke på rangeringen af metoderne. Ændringer i de anvendte beregningspriser på miljøgoderne slår heller ikke ud i ændret rangering, men det ses, at jo lavere priserne er, jo mindre er afstanden mellem Kommunekemi og RGS90 Watech. Følsomhedsanalyser af ændringer i omkostningerne med 25% for forbrænding og deponi ændrer heller ikke på rangeringen. Ved at bruge samme elpris for Kommunekemi og RGS90 Watech falder Kommunekemi stadig billigst ud. Derefter analyseres følsomheden af transportomkostningerne, ved at RGS90 Watechs transportomkostninger skæres ned til 25%, da de har en anden transportorganisation end Kommunekemi. Dermed falder deres omkostninger betragteligt, men er stadig et stykke fra de billigste. Til sidst laves en følsomhedsanalyse, hvor RGS90 Watech og Kommunekemis bygninger/maskiner afskrives med samme rate. Det gør RGS90 Watechs metode billigere, men ikke billigst.

Den velfærdsøkonomisk billigste teknologi er markeret med fede typer. Ingen af følsomhedsanalyserne ændrer på konklusionen. Forbrænding og Kommunekemi er de eneste, der kommer ud med **fede typer**.

5.3 Budgetøkonomisk analyse

En forskel på en budgetøkonomisk analyse og en velfærdsøkonomisk analyse er, at den budgetøkonomiske analyse udelukkende omfatter de direkte finansielle udgifter/gevinster og ikke eksternaliteter (miljøpåvirkning). Eksternaliteterne inddrages i den velfærdsøkonomiske analyse.

De relevante parter i den budgetøkonomiske analyse er kommuner (husholdninger og virksomheder), affaldsbehandlingsvirksomheder, vognmænd/transportfirmaer og staten.

Reguleringen af affaldssektoren er typisk underlagt "hvile i sig selv"-princippet. Det betyder, at den pris, husholdninger og erhverv (affaldsproducenterne) betaler for at komme af med og få behandlet deres affald, skal afspejle de dertil relaterede udgifter. Derved vil evt. øgede udgifter til indsamling, transport og behandling ved en alternativ affaldsbehandlingsmetode afholdt af kommunerne, affaldsselskaber eller affaldsbehandlingsvirksomheder i sidste ende skulle betales af husholdninger og virksomheder.

De budgetøkonomiske udgifter til de fire teknologier er vist i tabellerne 4.3 for deponering, 4.14 for forbrænding, 4.19 for Kommunekemis behandling og 4.23 for RGS90 Watechs anlæg. I disse tabeller er vist en række alternativer. Et sammendrag af disse tabeller er vist i tabel 5.3.

Tabel 5.3. Budgetøkonomiske behandlingsudgifter i kr. pr. ton for imprægneret affaldstræ

Forbrænding	fra 199 til 208 kr. pr. ton
Kommunekemi	fra 229 til 1090 kr. pr. ton
RGS90 Watech	fra 333 til 469 kr. pr. ton
Deponi	fra 376 til 987 kr. pr. ton

Disse budgetøkonomiske udgifter vil blive overvæltet på kommuner, virksomheder og husholdninger. Forbrænding ses at være den eneste teknologi, hvor min.- og maks.-scenarierne ikke overlapper de øvrige teknologier. Max. og min.-scenarierne for forbrænding ligger dog tæt på hinanden, og meget tæt på min.-scenariet for Kommunekemi. Spredningen mellem min. og maks. for

Kommunekemi er så stor, at intervallet rummer de andre teknologier (RGS90 og deponi). Min.- og maks.-scenarierne for RGS90 Watech ligger således inden for min.- og maks.-scenarierne for Kommunekemi.

Hvis spørgsmålet er, om der med udgangspunkt i disse budgetøkonomiske udgifter er grund til at fravige affaldshierarkiet og deponere imprægneret affaldstræ, er svaret nej.

Der er således ikke en skævhed i incitamenterne i den forstand, at resultatet af den budgetøkonomiske analyse adskiller sig fra den velfærdsøkonomiske.

Vognmændene vil inden for tankegangen i den budgetøkonomiske analyse være interesseret i den metode, der giver mest transport, hvilket her er Kommunekemis og RGS90 Watechs behandlingsmetoder.

Håndteringen af især Kommunekemis og RGS90 Watechs processer mht. affaldsafgift vil få betydning for statsfinanserne afhængig af, hvordan affaldstræet håndteres mht. affaldsafgiften. Det ligger uden for rammerne af dette projekt at analysere de statsfinansielle konsekvenser af affaldsafgiften. Det er her også et spørgsmål, i hvilken udstrækning provenutab hhv. gevinster for statskassen skal indgå i overvejelserne mht., hvilken behandling af imprægneret affaldstræ der skal besluttes politisk. Man kunne i en sådan analyse overveje at godskrive/belaste den velfærdsøkonomiske analyse af de forskellige processer med et skatteforvridningstab/gevinst, jf. afsnit 2.1.5.

6 Litteratur

AEA Technology, 2000: Economic Evaluation of PVC Waste Management, AEA for EU.

Andersen, M.S., Frohn, L.M., Jensen, S.S., Nielsen, J.S., Sørensen, P.B., Hertel, O., Brandt, J. & Christensen, J., 2004: Sundhedseffekter af luftforurening – beregningspriser. faglig rapport fra DMU, nr. 507 2004.

Andersen, 2004: Personlig kommunikation med Berit Hasler.

Andersen, M.S. & N. Strange, 2003: Miljøøkonomiske beregningspriser. Forprojekt. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 459.

Andersson M, Quistgaard N, 2002: Håndtering af imprægneret træaffald; Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 38 2002.

AV Miljø, 2002: Årsrapport 2002.

Christensen, T.H. og Kjeldsen, P., 2001: Deponering: Principper og miljøpåvirkninger. I: Affaldsteknologi. Christensen, T. (red.). Ingeniøren/bøger.

Cramer, J., 2004: Personlig meddelelse via mail modtaget d. 21.6.04.

DØRS, 1996: Dansk Økonomi, forår 1996. Transportens eksterne effekter.

DØRS, 2002: Dansk Økonomi, forår 2002. Vurderinger af 90'ernes miljø- og energipolitik. Det Økonomiske Råds Sekretariat.

European Commission (EC), 1995: ExternE, Externalities of Energy (Vol 1) Summary.

Hansen, V., 2004: Tabt herlighedsværdi ved deponi – et litteraturstudie. Miljøstyrelsen.

Jakobsen, M., 2003: Personlig meddelelse fra Mark Jacobsen, Volvo Truck Center Taastrup til Pia Bruun Poulsen, FORCE Technology.

Jensen, F., 2004: Personlig meddelelse via mail d. 1.12.2004. Finn Reinholdt Jensen, Kemiingeniør og IT-ansvarlig. AV Miljø.

Jørgensen, Lars; Johansen, Lars P., 2002: PSO projekt 3141 "Kortlægning af emissioner fra decentrale kraftvarmeværker"; april 2002.

Kommunekemi, 2005: mail fra Ole Kristensen, Kommunekemi, d. 20. januar 2005.

Kristensen, Ole, 2003: Notat om sammensætning af imprægneret affaldstræ.

- Larsen, Anders og Jesper Munksgaard, 1999: "En bæredygtig energipolitik?" akf forlaget.
- Malmgren-Hansen B, Cramer J; Overgaard J, 1999: "Metoder til Behandling af Tungmetalholdigt Affald. Fase 1", Miljøstyrelsen J.nr. M 3281-0181.
- Mathiassen, Carsten, 2003: Dansk Energi, Personlig kommunikation; 2003-10-02.
- McLelland et al., 1990: The effect of risk beliefs on property values: A case study of hazardous waste site. Risk analysis, Vol 10, No. 4, pp. 485-497.
- Miljøstyrelsen, 1999: Affald 21. Regeringens affaldsplan 1998-2004. Miljøstyrelsen. Miljøministeriet.
- Miljøstyrelsen, 2000: Omkostninger og økonomisk sikkerhedsstilling ved deponering af affald. Arbejdsrapport nr. 20.
- Miljøstyrelsen, 2002: Samfundsøkonomisk analyse af bortskaffelse af plastflasker- og dunkeaffald fra husholdninger. Miljøprojekt Nr. 695 2002.
- Miljøstyrelsen, 2002a: Håndtering af imprægneret træaffald. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 38.
- Miljøstyrelsen, 2003a: Skal husholdningernes madaffald brændes eller genanvendes? Samfundsøkonomisk analyse af øget genanvendelse af organisk dagrenovation. Miljøprojekt Nr. 814 2003.
- Miljøstyrelsen, 2003b: Livscyklusvurdering af udvalgte deponerede affaldsfraktioner. Rapport-udkast, endelig version. November 2003.
- Miljøstyrelsen 2004: UMIP databasen version 08/04. LCA Center. Data for lastbil > 16 ton.
- Møller, F., 2001: Forrentningsfaktoren og diskontering – supplement til "Samfundsøkonomisk vurdering af projekter". Danmarks Miljøundersøgelser.
- Møller, F., S.P. Andersen, P. Grau, H. Hussom, T. Madsen, J. Nielsen og L., Strandmark, 2000: Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen.
- Møller, Flemming og Dorthe Bjerrum Jensen, 2004: Velfærdsøkonomiske forvridningsomkostninger ved finansiering af offentligt finansierede projekter. DMU.
- OMB, Office of Management and Budget, 1992: Circular no. A-94 Revised, The White House.
- PSO projekt 31141: Kortlægning af emissioner fra decentrale kraftvarmeværker, april 2002.
- Regeringen, 2003: Affaldsstrategi 2005-08, København.
- Renoflex 2003: personlig meddelelse fra Jens O. Madsen til Pia Bruun Poulsen, FORCE Technology.

RGS90, 2005: Brev af 28. juli 2005 med kommentarer til rapportversionen af 19. juli.

Spadaro J.V. & A. Rabl, 2003: Pathway Analysis for Population-Total Health Impacts of Toxic Metal Emissions.

Statens Vegvesen Akershus og Jernbaneverket Region Øst, 2001: Kollektivbetjening af Fornebu. Tilleggsutredning til konsekvensutredning av januar 2000 – Høringsutgave. Norge.

Terkildsen Lise & Cramer, Jesper, 1994: Forbrænding af forurenede spildtræ, EFP-91; dk-TEKNIK ENERGI & MILJØ, 1994.

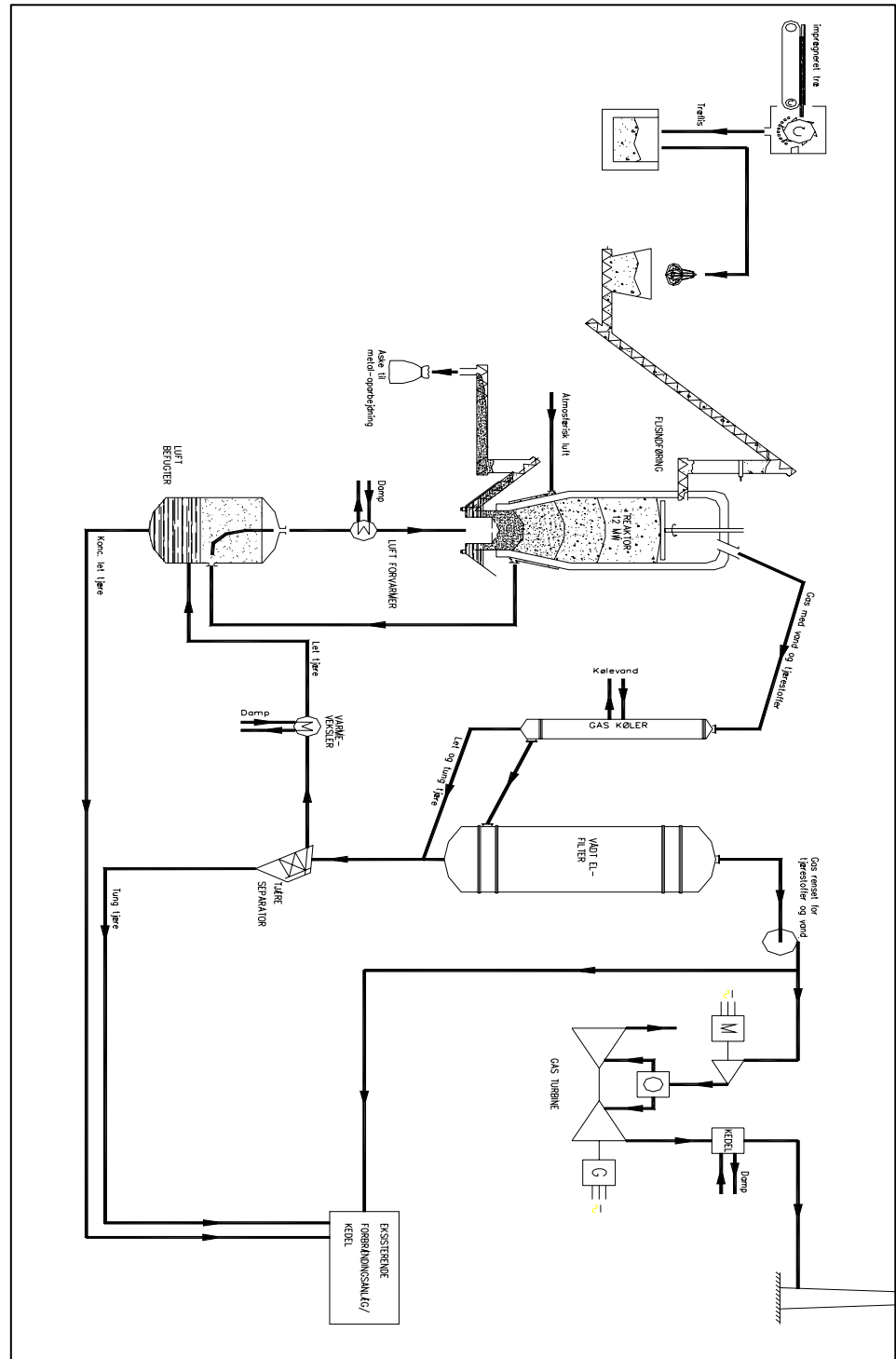
Videncenter for Affald, 2004: Personlig meddelelse fra Nana Winkler.

Videncenter for Affald, 2004a: Imprægneret træ.
<http://www.affaldsinfo.dk/default.asp?side=280>

Videncenter for affald, 2004b: Deponi.
<http://www.affaldsinfo.dk/default.asp?side=357>

Videncenter for Affald, 2004c: Forbrænding. <http://www.affaldsinfo.dk>

Bilag 1 Principskitse for Kommune- kemis anlæg



Bilag 2 Supplerende beregninger fra Miljøstyrelsen

Rapportens resultater

Da afgrænsningen i de forskellige behandlingsscenarier ikke er ensartet er det vanskeligt at sammenligne de enkelte scenarier til vurdering af hvilken behandlingsteknologi, der miljømæssigt og økonomisk er det bedste teknologivalg. Miljøstyrelsen har derfor efterfølgende foretaget supplerende beregninger for at kunne sammenligne de analyserede teknikker. På baggrund heraf er det klart, at der ved anvendelse af teknikker, hvor energiindholdet fra fx afbrænding eller forgasning af træet samt metallerne nyttiggøres, bliver resultatet lavere samfundsøkonomiske omkostninger, end det er tilfældet med den nuværende praksis.

Rapporten analyserer 3 alternativer behandlinger. Referencescenariet for analyserne er den nuværende praksis, hvor det imprægnerede træ deponeres. I alle 3 analyserede teknikker inkluderer beregningerne de velfærdsøkonomiske omkostninger til transport og dele af miljøomkostningen ved emissioner fra afbrændinger

Analyserede teknikker:

1. Forbrænding i affaldsforbrændingsanlæg
Denne teknik kræver ikke udsortering af imprægneret træ fra andet træ eller affald, der skal brændes. Derved vil der være en besparelse både i relation til sortering, men også til transport. Indtægt fra salg af el og varme indgår i beregningerne. Kobber i det imprægnerede træ forårsager en kraftig dioxindannelse. Miljøomkostningerne forårsaget af dioxindannelsen er ikke fuldt belyst da rapporten ikke har værdisat emissionerne til vand og jord som fast affald.
2. Kommune Kemi, forgasning
Denne teknik indebærer en forgasning af træet og opsamling og evt. udnyttelse af restproduktet. Scenariet medregner reducerede emissioner som følge af behandlingen af træet, hvorved metaller o.lign. opsamles, samt indtægter fra salg af el og varme. Miljøomkostningen er begrænset, idet de primære miljøkonsekvenser fjernes ved behandlingen.
3. RGS90 Watech, kemisk udvaskning
Her udvaskes og opsamles metallerne i træet, hvorefter træet kan sælges til nyttiggørelse f.eks. i energiproduktion. Beregningerne medtager ikke fortrængte emissioner som følge af behandlingen af træet. De velfærdsøkonomiske omkostninger ville ligeledes kunne forbedres hvis der iberegnedes en indtægt fra salg af el og varme og fortrængte emissioner. Miljøomkostningen er igen begrænset, idet de primære miljøkonsekvenser fjernes ved behandlingen.

Resultaterne peger som sagt ikke i én retning, dog er det tydeligt, at det samfundsøkonomisk vil være en forbedring, hvis der sker en behandling af træet, der udnytter energiindholdet og hvor restproduktet opsamles til deponi eller udvinding. Resultaterne i tabellen nedenfor opridses de velfærdsøkonomiske konsekvenser ved den nuværende praksis og ved de 3 alternativer muligheder.

Beregningerne i rapporten for de analyserede scenarier er ikke fuldt sammenlignelige. Hensigten med tabellen nedenfor er at bringe beregningerne op på samme niveau, forstæet således at de forudsætninger, der lavet om Kommune Kemi i videst mulig udstrækning også gør sig gældende for RGS90's teknologi.

Yderligere er det vigtigt at bemærke, at medtages fortrængning af fossilt brændstof vil dette bidrage positivt til de velfærdsøkonomiske omkostninger. Omvendt er der en hel del miljøbelastende stoffer, hvor det ikke har været muligt at værdifastsætte omkostningerne. Dette leder til, at specielt omkostningerne ved forbrænding af imprægneret

træ i affaldsforbrændingsanlæg er undervurderet og ville få en højere samfundsøkonomisk omkostning, hvis miljøbelastningen i et større omfang var værdisat og dermed kunne indgå i beregningerne.

Resultatboks

	Deponi		Forbrænding		Kommune Kemi				RGS90 Watech				
	Minimum	Maksimum	Minimum	Maksimum	metaludvin ding	metaludvin med deponi i tyskland	metaludvin med deponi i Danmark	metaludvin med deponi i tyskland	metaludvin med deponi i Danmark	uden indvinding af kobber	med indvinding af kobber	uden indvinding af kobber	med indvinding af kobber
Velf. omk	1228	512	165	95	766	163	123	962	101	886	917	756	786
										Inklusiv værdi af reducerede emissioner			
										672	703	427	457
Velf. omk	1228	512	165	95	766	163	123	962	101	Inklusiv indtægt ved el og varme salg			
										665,6	696,6	224,2	254,2

Note: Bemærk at der er tale om *omkostninger*, hvilket betyder at et lavt tal angiver en større samfundsøkonomisk fordel. Minimum og maksimum refererer til træets brændværdi pr. m³(i tilfældet med deponi refererer minimum og maksimum til vægt pr. m³, hvilket er relevant ved deponi, hvor der betales for massefylde og ikke vægt).