



Miljø- og Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Samfundsøkonomisk vurdering af behandling af shredderaffald

Miljøprojekt nr. 1836, 2016

Titel

Samfundsøkonomisk vurdering af behandling af
shredderaffald

Redaktion

Martin Korch Enevoldsen (projektleder)
Kristian Binderup Jørgensen
Jakob Oddershede

Deloitte Consulting

Udgiver

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År

2016

ISBN-nr.

978-87-93435-26-1

Ansvarsfraskrivelse

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

1. Indhold

1. Indhold	3
2. Forord.....	5
3. Sammenfatning.....	6
4. English summary	9
5. Scenarier og systemafgrænsning	12
5.1 Scenarier for behandling af deponeret shredderaffald	12
5.2 Systemafgrænsning for behandling af deponeret shredderaffald.....	13
5.3 Scenarier for behandling af nyproduceret shredderaffald	14
5.4 Systemafgrænsning for behandling af nyproduceret shredderaffald	14
6. Metode for samfundsøkonomisk vurdering	16
6.1 Overordnet formål og metode	16
6.2 Elementer i den samfundsøkonomiske analyse	16
6.3 Den budgetøkonomiske analyse.....	18
6.4 Metoder til værdisætning af miljøeffekter	19
6.5 Miljøøkonomiske beregningspriser	20
6.6 Opgjorte og udeladte effekter	22
6.7 Forudsætninger og antagelser.....	22
6.7.1 Faktor- og køberpriser	23
6.7.2 Tidshorisont	23
6.7.3 Diskonteringsrente	23
6.7.4 Nettoafgiftsfaktor og skatteforvridningsfaktor	23
6.7.5 Geografi	24
6.7.6 Prisniveau	24
6.7.7 Resultater	24
6.7.8 Levetid for anlæg og maskiner	24
6.7.9 Kapacitetsforhold	25
6.7.10 Marginal energiproduktion	25
6.8 Kortlægning og datagrundlag.....	25
6.9 Overførsler	26
7. Behandlingsomkostninger for shredderaffald	28
7.1 Kortlægning af deponeret shredderaffald.....	28
7.2 Tidshorisont for opgravning og behandling af deponeret shredderaffald	28
7.3 Nyproduceret shredderaffald	29
7.4 Omkostninger ved deponering	29
7.5 Omkostninger og indtægter ved behandling af deponeret og nyproduceret shredderaffald	31
7.5.1 Afgifter og CO ₂ -kvoter	31
7.5.2 Opgravning af deponeret shredderaffald	32

7.5.3	Tilbageførsel af deponeringsafgift ved opgravning af deponeret shredderaffald	33
7.5.4	Sigtning og sortering af shredderaffald.....	33
7.5.5	Transport.....	36
7.5.6	Forbrænding.....	37
7.5.7	Pyrolyse og forgasning	40
7.5.8	Gendeponering.....	42
7.5.9	Biologisk behandling.....	42
7.6	Overførsler ved behandling af shredderaffald	43
8.	Resultater – deponeret shredderaffald	45
8.1	Sammenligning af scenariernes værdi	45
8.2	Oversigt over de gennemførte følsomhedsanalyser	58
8.3	Detaljeret beskrivelse af de enkelte følsomhedsanalyser	60
9.	Resultater – nyproduceret shredderaffald	69
9.1	Sammenligning af scenarierne	69
9.2	Oversigt over de gennemførte følsomhedsanalyser	74
9.3	Detaljeret beskrivelse af de enkelte følsomhedsanalyser	74
10.	Rammebetingelser for det foretrukne scenarie	79
10.1	Deponeret shredderaffald.....	79
10.2	Nyproduceret shredderaffald	82
11.	Referencer	84
12.	Bilag 1: Kapacitetsanalyse af forbrændingssektoren	86
12.1	Udviklingen i ledig kapacitet	86
12.2	Anvendte data	87
12.3	Konklusion	87
13.	Bilag 2: Materialeflow ved opgravning af deponeret shredderaffald	89
14.	Bilag 3: Absolutte samfundsøkonomiske effekter	92
14.1	Behandling af deponeret shredderaffald	92
14.2	Behandling af nyproduceret shredderaffald	94
15.	Bilag 4: Bemærkninger fra Copenhagen Economics i forbindelse med review	95
15.1	Rammer for review	95
15.2	Generel bemærkning	95
15.3	Bemærkninger til metode på tværs af shredder-projektet og de øvrige delprojekter	96
15.4	Særlige bemærkninger til projekterne om deponeret og nyt shredderaffald	98

2. Forord

Denne rapport indeholder en samfundsøkonomisk vurdering af behandling af deponeret og nyproduceret shredderaffald. Den samfundsøkonomiske vurdering er udført for Miljøstyrelsen af Deloitte Consulting i 2014-2015 som en del af et større program omkring genanvendelse af affald. Den samfundsøkonomiske effekt af behandling af deponeret shredderaffald og nyproduceret shredderaffald er skrevet sammen i én rapport, fordi en lang række forudsætninger og behandlingsomkostninger er ens for de to typer shredderaffald. Resultaterne af rapporten afleveres separat for de to typer shredderaffald.

Den samfundsøkonomiske vurdering er udført i overensstemmelse med Miljøministeriets anbefaling (Miljøministeriet 2010).

Rapporten er udarbejdet af Martin Korch Enevoldsen, Kristian Binderup Jørgensen og Jakob Oddershede fra Deloitte Consulting. Fra Miljø- og Fødevareministeriet har Robert Heidemann, Birgitte Lange og Jørgen Schou fulgt projektet. Repræsentanter fra Finansministeriet og Skatteministeriet har sammen med shredderpartnerskabet, som består af en række forskellige aktører som arbejder med shredderaffald, indgået i følgegruppen til projektet og har derigennem haft mulighed for at kommentere på rapporten og deltaget i en workshop, hvor rapportens konklusioner har været diskuteret.

Copenhagen Economics har gennemført eksternt review og kvalitetssikring af analysen. I den forbindelse har Copenhagen Economics udarbejdet kommenteringsnotater som Deloitte har fulgt op på frem mod den endelige rapport. De afsluttende bemærkninger fra Copenhagen Economics og Deloitte fremgår af bilag 4 i Kapitel 15.

Deloitte Consulting 2015

3. Sammenfatning

I denne rapport har Deloitte analyseret de samfundsøkonomiske konsekvenser af en række forskellige scenarier for behandling af henholdsvis deponeret shredderaffald og nyproduceret shredderaffald. Den samfundsøkonomiske analyse bygger videre på de miljømæssige analyser DTU Miljø har gennemført af behandling af deponeret shredderaffald og nyproduceret shredderaffald.¹ Den samfundsøkonomiske analyse består af en samfundsøkonomisk og en budgetøkonomisk analyse og har gennemgået eksternt review.

Deponeret shredderaffald

Den samfundsøkonomiske analyse af behandling af deponeret shredderaffald undersøger de økonomiske effekter af at opgrave, sortere og energiudnytte det deponerede shredderaffald, som findes på danske deponier. Ved udgangen af 2014 var der omkring 1,8-1,9 mio. tons deponeret shredderaffald på offentlige deponier og det forudsættes i analysen, at der opgraves 100.000 tons shredderaffald om året. De økonomiske effekter af at behandle det deponerede shredderaffald sammenlignes med omkostningerne ved at lade det forblive deponeret. De undersøgte scenarier er angivet nedenfor:

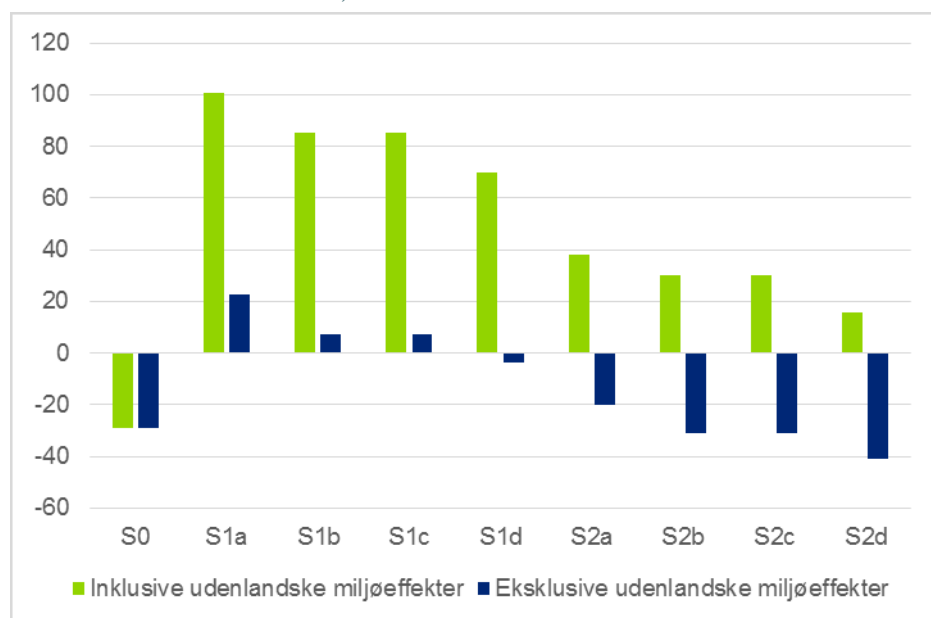
- **Scenarie 0 (nulscenariet):** det deponerede shredderaffald forbliver deponeret
- **Scenarie 1a:** det deponerede shredderaffald graves op og sigtes i en fraktion større end 4 mm og en fraktion mindre end 4 mm. Fraktionen større end 4 mm sorteres for metaller, hvorefter den energiudnyttes ved **medforbrænding i et forbrændingsanlæg**. Fraktionen mindre end 4 mm gendeponeres.
- **Scenarie 1b:** som S1a, men ud over metaller udsorteres også plastik fra fraktionen større end 4 mm.
- **Scenarie 1c:** som S1b, men ud over metaller og plastik udsorteres også glas fra fraktionen større end 4 mm.
- **Scenarie 1d:** fraktionen større end 4 mm behandles som i S1c. Fraktionen mindre end 4 mm behandles biologisk inden gendeponering.
- **Scenarie 2a:** det deponerede shredderaffald graves op og sigtes i en fraktion større end 4 mm og en fraktion mindre end 4 mm. Fraktionen større end 4 mm sorteres for metaller, hvorefter den energiudnyttes ved **pyrolyse og forgasning**. Fraktionen mindre end 4 mm gendeponeres.
- **Scenarie 2b:** som S2a, men ud over metaller udsorteres også plastik fra fraktionen større end 4 mm.
- **Scenarie 2c:** som S2b, men ud over metaller og plastik udsorteres også glas fra fraktionen større end 4 mm.
- **Scenarie 2d:** fraktionen større end 4 mm behandles som i S2c. Fraktionen mindre end 4 mm behandles biologisk inden gendeponering.

Resultatet af den samfundsøkonomiske analyse er angivet i figuren nedenfor. Scenarie 1a medfører den højeste samfundsøkonomiske værdi, uanset om udenlandske miljøeffekter indregnes eller ej. Når der ses på forskellen til nulscenariet, medfører scenarie 1a en årlig samfundsøkonomisk gevinst på ca. 54 mio. kr. eksklusive udenlandske miljøeffekter og ca. 129 mio. kr. inkl. udenlandske miljøeffekter.

¹ DTU (2014a) og DTU (2014b)

Scenarierne 1b-1d og 2a er ligesom scenarie 1a bedre end nulscenariet uanset om der indregnes udenlandske miljøeffekter eller ej. Den samfundsøkonomiske værdi af scenarie 1b-1d er dog lavere end værdien af scenarie 1a fordi omkostningerne til udsortering af plastik og glas samt tabet fra den mindre energiudnyttelse af plastik ikke dækkes af værdien af de udsorterede materialer. Scenarierne 2b-2d er ringere end nulscenariet når der ses bort fra udenlandske miljøeffekter fordi omkostningerne til pyrolyse og forgasning er relativt dyre ift. energioutputtet.

FIGUR 1. ANNUISEREDE ABSOLUTE SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER VED BEHANDLING AF DEPONERET SHREDDERAFFALD, MIO. KR.



Den budgetøkonomiske analyse viser, at deponier og sorteringsvirksomheder, som er nogle af de centrale aktører i behandlingen af deponeret shredderaffald, har en begrænset negativ økonomisk påvirkning i scenarie 1a.

Der er gennemført en række følsomhedsanalyser af de væsentligste forudsætninger i analysen, herunder af sorteringsomkostninger, outputpriser, marginal energiproduktion, metalindhold og pyrolyseomkostninger. Scenarie 1a er det samfundsøkonomiske foretrukne scenarie i alle de gennemførte følsomhedsanalyser og scenariet er dermed robust over for ændringer i en række af de væsentligste parametre.

Nyproduceret shredderaffald

Den samfundsøkonomiske analyse af behandling af nyproduceret shredderaffald undersøger de økonomiske effekter af at energiudnytte det nyproducerede shredderaffald ved medforbrænding i forbrændingsanlæg eller pyrolyse og forgasning. De økonomiske effekter af at energiudnytte det nyproducerede shredderaffald sammenlignes med omkostningerne ved at deponere det. I analysen tages der udgangspunkt i en produktion på 150.000 tons shredderaffald per år. De undersøgte scenarier er angivet nedenfor:

- **Scenarie 1 (nulscenariet):** det nyproducerede shredderaffald sorteres for metaller, plast og glas, hvorefter det behandles biologisk inden det deponeres.²
- **Scenarie 2:** det nyproducerede shredderaffald sorteres for metaller, plast og glas, hvorefter det sigtes. Fraktionen større end 4 mm energiudnyttes ved medforbrænding i

² Biologisk behandling sker ikke i dag, men fungerer i scenarierne som forbehandling inden deponering. Formålet med den biologiske behandling er at reducere indholdet af organisk materiale i shredderaffaldet inden deponering. Derved deponeres en mindre mængde og derudover kan den biologiske behandling potentielt sikre overholdelsen af fremtidige krav om organisk indhold i deponeret affald. For en nærmere beskrivelse af den biologiske behandling henvises til LCA'en.

forbrændingsanlæg, mens fraktionen mindre end 4 mm behandles biologisk inden det deponeres.

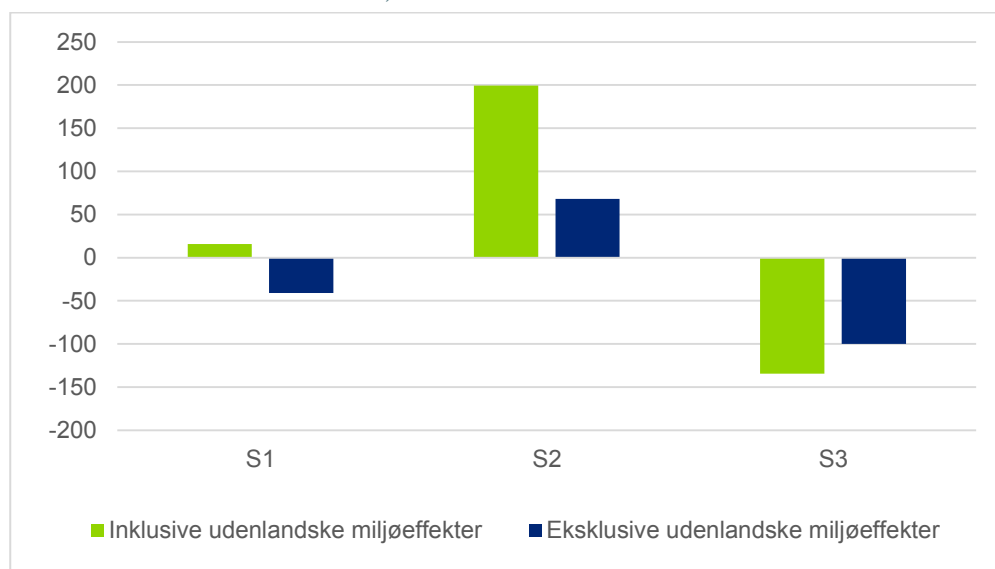
- **Scenarie 3:** det nyproducerede shredderaffald sorteres for metaller, plast og glas, hvorefter det sigtes. Fraktionen større end 4 mm energiudnyttes ved pyrolyse og forgasning, mens fraktionen mindre end 4 mm behandles biologisk inden det deponeres.

Indtægter og omkostninger ved sortering af metaller opgøres ikke i nogle af scenarierne, da de er ens for alle de tre scenarier og dermed ikke påvirker rangordenen.

Resultatet af den samfundsøkonomiske analyse er angivet i figuren nedenfor. Scenarie 2 medfører den højeste samfundsøkonomiske værdi uanset om udenlandske miljøeffekter indregnes eller ej. Sammenlignet med nulscenariet (S1) medfører scenarie 2 en årlig samfundsøkonomisk gevinst på 109 mio. kr., når der ses bort fra udenlandske miljøeffekter, og 185 mio. kr., når sidstnævnte indregnes.

Scenarie 3 er ringere end nulscenariet fordi omkostningerne til pyrolyse overstiger gevinsten fra den producerede energi og de reducerede omkostninger til biologisk behandling og deponering.

FIGUR 2. ANNUISEREDE ABSOLUTTE SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER VED BEHANDLING AF NYPRODUCERET SHREDDERAFFALD, MIO. KR. PR. ÅR



Den budgetøkonomiske analyse viser, at sorteringsanlæg og forbrændingsanlæg har en økonomisk gevinst af scenarie 2 frem for scenarie 1, mens det offentlige provenu påvirkes negativt, da der betales færre deponeringsafgifter i scenarie 2.

Der er gennemført en række følsomhedsanalyser af de væsentligste forudsætninger i analysen, herunder af alternative marginale energikilder, pyrolyseomkostninger og miljøberegningspriser. Scenarie 2 er det samfundsøkonomiske foretrukne scenarie i alle de gennemførte følsomhedsanalyser og scenariet er dermed robust over for ændringer i en række af de væsentligste parametre.

4. English summary

In this report, Deloitte analyzed the socio-economic impacts of a number of different scenarios for the treatment of landfilled shredder and shredder residue. The analysis builds on the lifecycle analysis of landfilled shredder and shredder residue carried out by DTU Environment.³ The analysis consists of a socio-economic and a budgetary economic analysis.

Landfilled shredder

The socio-economic analysis of treatment of landfilled shredder examines the economic effects of excavating, sorting and energy utilizing shredder currently landfilled in Danish landfills. By the end of 2014, there were about 1.8-1.9 million tons of accessible, landfilled shredder. We assume that, for capacity reasons, only 100,000 tons of landfilled shredder will be excavated and treated each year, so that it will take about 18-19 years to fully implement the scenario. The economic effects of excavating and treating the landfilled shredder are compared with the costs of keeping the shredder in the landfills.

The examined scenarios are listed below:

Scenario 0 (base scenario): the landfilled shredder remains landfilled.

Scenario 1a: the landfilled shredder is excavated and sifted into a fraction larger than 4 mm and a fraction less than 4 mm. The fraction greater than 4 mm is sorted for metals, which are then recovered, and the rest is energy utilized by **co-incineration in an incineration plant**. The fraction less than 4 mm is re-deposited.

Scenario 1b: as S1a, but in addition to metals, also plastic from the fraction greater than 4 mm is sorted and recovered.

Scenario 1c: as S1b, but in addition to metals and plastic, also glass from the fraction greater than 4 mm is sorted and recovered.

Scenario 1d: The fraction greater than 4 mm is treated as in S1c. Fraction less than 4 mm is treated biologically before re-depositing.

Scenario 2a: the deposited shredder is excavated and sifted into a fraction larger than 4 mm and, respectively, a fraction less than 4 mm. The fraction greater than 4 mm is sorted for metals which are then recovered, and the rest is energy utilized by **pyrolysis and gasification**. The fraction less than 4 mm is re-deposited.

Scenario 2b: as S2, but in addition to metals, also plastic from the fraction greater than 4 mm is sorted and recovered.

Scenario 2c: as S2b, but in addition to metals and plastic, also glass from the fraction greater than 4 mm is sorted and recovered.

Scenario 2d: The fraction greater than 4 mm is treated as in S2c. The fraction less than 4 mm is treated biologically before re-depositing.

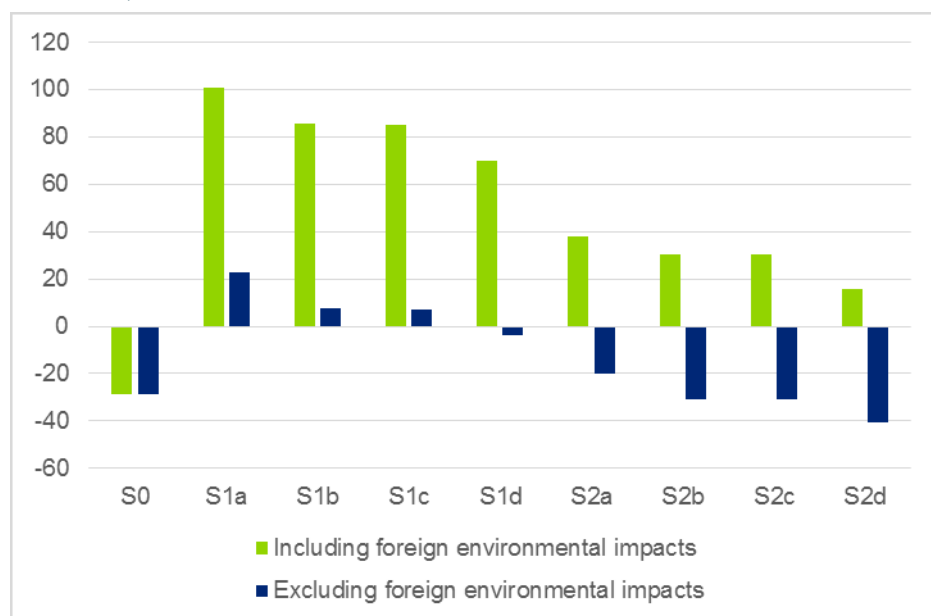
The figure below shows the results of the socio-economic analysis. Scenario 1a generates the highest socio-economic value regardless of whether the foreign environmental effects are included or not. Compared to the base scenario, Scenario 1a results in an annualized socioeconomic net benefit of DKK 54 M excluding foreign environmental effects and DKK 129 M including foreign environmental effects

³DTU (2014a) and DTU (2014b)

Scenario 1b, 1c, 1d and 2a are better than the base scenario regardless of whether foreign environmental effects are excluded or not. However, the socio-economic values of scenario 1b-1d are lower than the value of scenario 1a because the sorting cost and the loss from less energy recovery are greater than the value of the recovered plastic and glass.

Scenario 2b, 2c and 2d are worse than the base scenario when foreign environmental effects are excluded because the cost of pyrolysis and gasification are more expensive than co-incineration in an incineration plant.

FIGURE 3. ANNUALIZED SOCIO-ECONOMIC EFFECTS OF DIFFERENT TREATMENTS OF LANDFILLED SHREDDER, DKK M PER YEAR



The budgetary economic analysis shows that landfills and sorting plants, which are some of the key players in the treatment of deposited shredder, have a small but negative economic impact in scenario 1a while the incineration plants have a large positive economic impact.

We have carried out sensitivity analyses to test the impact of the key assumptions including different output prices, different sorting costs, different metal content in landfilled shredder and different gasification costs. Scenario 1a is the preferred scenario in all of the sensitivity analyses.

Shredder residue

The socio-economic analysis of treatment of shredder residue examines the economic effects of energy utilizing shredder residue by co-incineration in an incineration plant or by pyrolysis and gasification. We assume that there is an annual production of 150,000 tons shredder residue based on recent production.

The examined scenarios are listed below:

Scenario 1 (base scenario): shredder residue is sorted for metals, plastics and glass and then treated biologically before it is landfilled.⁴

⁴ There is no biological treatment of shredder residue today, but the treatment is included the scenarios as a pre-treatment before landfilling. The purpose of the biological treatment is to reduce the content of organic matter in the shredder residue before depositing. Thereby deposited a small amount and, in addition, can the biological treatment potentially ensure compliance with future requirements on organic content in deposited waste. For a detailed description of the biological treatment, please refer to LCA'en.

Scenario 2: shredder residue is sorted for metals, plastics and glass, and then sifted into a fraction greater than 4 mm, which is energy utilized by co-incineration in an incineration plants, and a fraction less than 4 mm, which is treated biologically before it is landfilled.

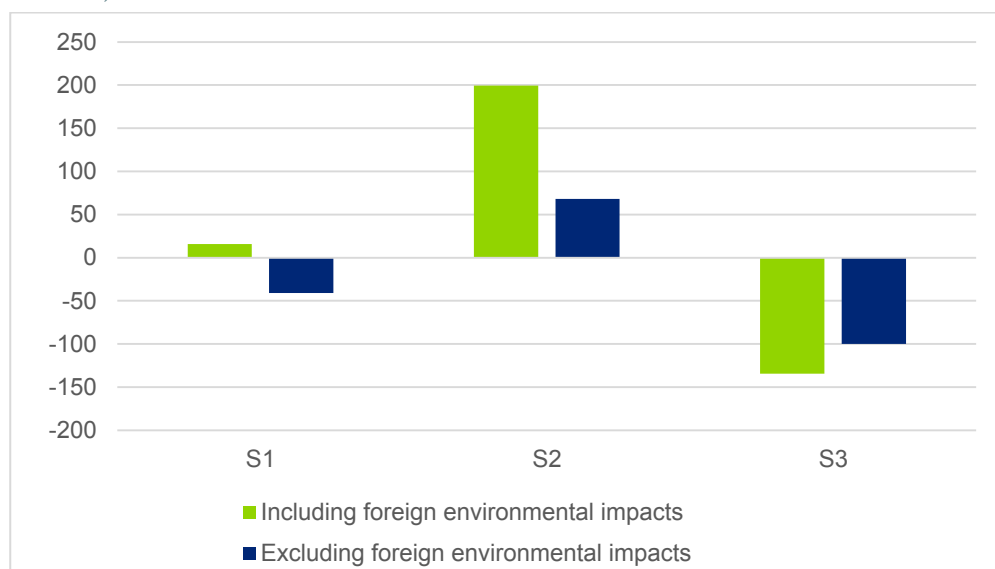
Scenario 3: shredder residue is sorted for metals, plastics and glass, and then sifted into a fraction greater than 4 mm, which is energy utilized by pyrolysis and gasification, and a fraction less than 4 mm, which is treated biologically before it is landfilled.

The cost of sorting out metals, plastics and glass and the value of the recovered materials are not assessed as they are the same for all three scenarios and thus do not affect the relative attractiveness of the three scenarios.

The figure below shows the results of the socio-economic analysis. Scenario 2 generates the highest socio-economic value regardless of whether the foreign environmental effects are included or not. Compared to the base scenario (S1), Scenario 2 results in an annualized socioeconomic net benefit of DKK 109 M excluding foreign environmental effects and DKK 185 M including foreign environmental effects

Scenario 3 is worse than the base scenario because the cost of pyrolysis and gasification exceeds the gains from the energy produced and the reduced costs for biological treatment and landfilling.

FIGURE 4. ANNUALIZED SOCIO-ECONOMIC EFFECTS OF DIFFERENT TREATMENTS OF SHREDDER RESIDUE, DKK M PER YEAR



The budgetary economic analysis shows that sorting plants and incineration plants have a positive economic gain in scenario 2, while fewer landfill taxes affect the public revenue negatively.

We employ sensitivity analyses to test the impact of the key assumptions including alternative energy sources, the cost of gasification and output prices. Scenario 2 is the preferred scenario in all of the sensitivity analyses.

5. Scenarier og systemafgrænsning

Den samfundsøkonomiske vurdering af behandling af deponeret og nyproduceret shredderaffald bygger videre på de livscyklusvurderinger (LCA), som DTU har gennemført i 2014. Scenarier, systemafgrænsning, forudsætninger om processer og teknologier samt de væsentligste følsomhedsanalyser videreføres stort set uændrede fra LCA'en. I enkelte tilfælde er der valgt en løsning, der afviger fra LCA'en, hvilket er tydeligt angivet.

I de følgende to afsnit beskrives scenarierne og systemafgrænsningen for den samfundsøkonomiske analyse af behandling.

5.1 Scenarier for behandling af deponeret shredderaffald

For behandling af deponeret shredderaffald analyseres de miljømæssige og samfundsøkonomiske konsekvenser af følgende scenarier:

- **Nulscenariet:** Shredderaffaldet forbliver deponeret.
- **Case 1:** Shredderaffaldet opgraves og sigtes. Fraktionen større end 4 mm (55 pct.) sorteres og energiudnyttes herefter ved medforbrænding i forbrændingsanlæg, mens fraktionen mindre end 4 mm (45 pct.) deponeres igen.
- **Case 2:** Shredderaffaldet opgraves og sigtes. Fraktionen større end 4 mm (55 pct.) sorteres og energiudnyttes herefter ved pyrolyse og forgasning, mens fraktionen mindre end 4 mm (45 pct.) gendeponeres. Pyrolyseolie og –gas energiudnyttes, mens pyrolysekoksen sorteres for yderligere metaller og herefter deponeres.

Case 1 og 2 opdeles yderligere i fire scenarier, efter hvilke materialer der udsorteres til genanvendelse, og om fraktionen mindre end 4 mm behandles biologisk, inden den gendeponeres. Scenarierne har samme struktur for både case 1 og case 2, men adskiller sig ved, om affaldet energiudnyttes ved forbrænding eller pyrolyse og forgasning. I scenarie a enten forbrændes eller pyrolyseres og forgasses ca. 42 pct. af det opgravede shredderaffald, mens ca. 39 pct. forbrændes eller pyrolyseres og forgasses for scenarie b. Der udsorteres meget små mængder af glas og der forbrændes derfor også ca. 39 pct. i scenarie c og d.

De fire scenarier er:

- **Scenarie a:** Fraktionen større end 4 mm sorteres for metal og energiudnyttes herefter. Fraktionen mindre end 4 mm gendeponeres.
- **Scenarie b:** Fraktionen større end 4 mm sorteres for metal og plast og energiudnyttes herefter. Fraktionen mindre end 4 mm gendeponeres.
- **Scenarie c:** Fraktionen større end 4 mm sorteres for metal, plast og glas og energiudnyttes herefter. Fraktionen mindre end 4 mm gendeponeres.
- **Scenarie d:** Fraktionen større end 4 mm sorteres for metal, plast og glas og energiudnyttes herefter. Fraktionen mindre end 4 mm behandles biologisk inden den gendeponeres.

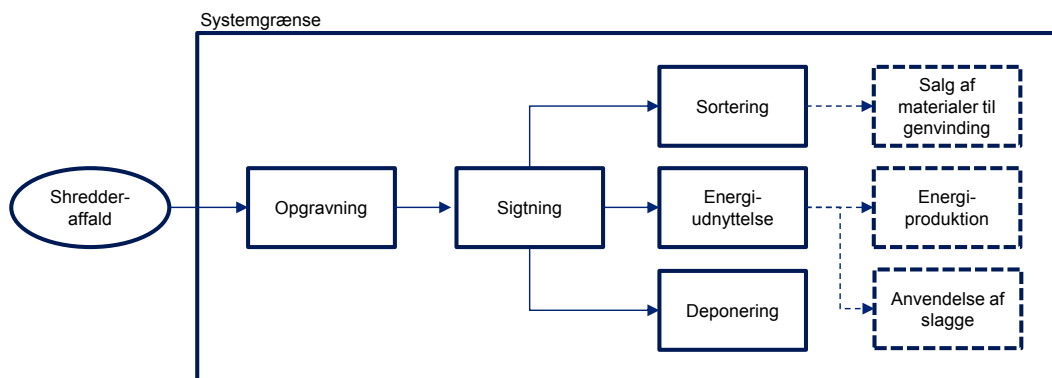
De udsorterede materialer genanvendes og erstatter produktion af jomfruelige materialer. En delmængde af det resterende shredderaffald energiudnyttes (forbrænding i case 1 og pyrolyse og forgasning i case 2). Det resterende shredderaffald deponeres med eller uden forudgående biologisk behandling.

I scenarierne indgår enkelte processer, der ikke er demonstreret i praksis i fuld skala, hvilket betyder, at analysen er forbundet med en øget usikkerhed for disse processer. Dette gælder blandt andet fuldskalasortering af det deponerede shredderaffald og pyrolyse/forgasning af shredderaffaldet.

5.2 Systemafgrænsning for behandling af deponeret shredderaffald

Systemafgrænsningen i den samfundsøkonomiske analyse følger stort set afgrænsningen i LCA'en. Dog udelades genvindingsleddet fra den samfundsøkonomiske analyse, fordi det vurderes, at genvindingsanlæg med tilstrækkelig kapacitet til at håndtere de udsorterede mængder med størst sandsynlighed vil ligge i udlandet, eksempelvis i Sverige eller Tyskland og der er en national afgrænsning i SØK-analysen. Grænsen for systemet går dermed ved sorteringsanlæggenes salg af materialer til genvinding, som indgår i den samfundsøkonomiske værdi, mens værdiskabelsen ved selve genvindingsprocessen ikke indgår.

FIGUR 5. SYSTEMGRÆNSE FOR SAMFUNDSØKONOMISK ANALYSE AF BEHANDLING AF DEPONERET SHREDDERAFFALD.



Note: Substitution af materialer og energi er vist ved stiplede bokse og pile.

Figur 1 viser systemgrænsen for den samfundsøkonomiske analyse. Shredderaffaldet kommer ind i systemet uden byrder fra opstrømsprocesser fra produktion af shredderaffaldet. Den eneste opstrømsproces, der medtages, er opgravning. I alle scenarier bliver shredderaffaldet sigtet, hvorefter sortering, energiudnyttelse (forbrænding eller pyrolyse og forgasning) og deponering kan ske. Salg af materialer til genvinding, energiproduktion og i case 1 anvendelse af slagge til vejanlæg er vist ved stiplede bokse i figur 1. Den producerede el erstatter den marginale energiproduktion, som i LCA'en er forudsat at være kul, mens den producerede varme erstatter gennemsnitlig fjernvarme. Der indregnes miljøbesparelser og reducerede skattebetalinger fra den mindre kulbaserede energiproduktion. Der gennemføres desuden følsomhedsanalyser af gas som marginal energikilde.

5.3 Scenarier for behandling af nyproduceret shredderaffald

For behandling af nyproduceret shredderaffald analyseres de miljømæssige og samfundsøkonomiske effekter af følgende scenarier:

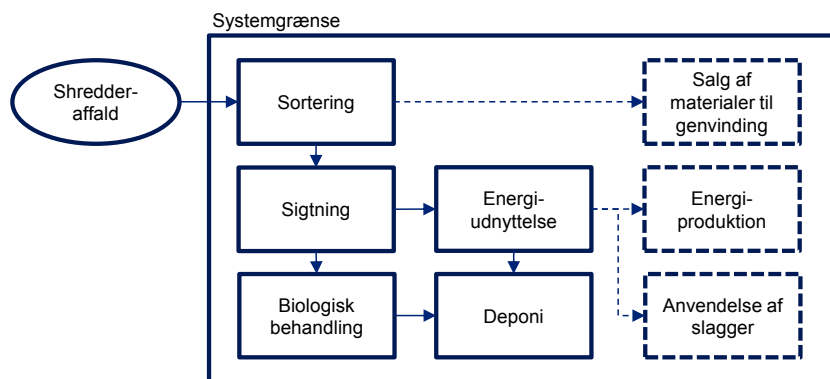
- **Scenarie 1 (nulscenariet):** Al shredderaffaldet sorteres for metal, plastik og glas. Hele restfraktionen behandles biologisk og deponeres herefter. Bortset fra den biologiske behandling svarer dette scenarie til den behandling der sker i dag. For at undersøge betydningen af den biologiske behandling gennemføres en følsomhedsanalyse i kapitel 8, hvor den biologiske behandling ikke gennemføres.
- **Scenarie 2:** Al shredderaffaldet sorteres for metal, plastik og glas. Restfraktionen sigtes, hvorefter fraktionen større end 4 mm energiudnyttes ved medforbrænding i et forbrændingsanlæg (45 pct.), mens fraktionen mindre end 4 mm behandles biologisk og derefter deponeres (55 pct.).
- **Scenarie 3:** Al shredderaffaldet sorteres for metal, plastik og glas. Restfraktionen sigtes, hvorefter fraktionen større end 4 mm energiudnyttes ved pyrolyse og forgasning i et pyrolyseanlæg (45 pct.), mens fraktionen mindre end 4 mm behandles biologisk og derefter deponeres (55 pct.). Pyrolysekoksen energiudnyttes i et forbrændingsanlæg.

Livscyklusanalysen indeholder foruden de tre ovennævnte scenarier også et scenarie 4, hvor restfraktionen større end 4 mm energiudnyttes i en cementovn. Dette scenarie er medtaget i LCA'en, da der i partnerskab for shredderaffald blev peget på denne teknologi som mulig fremtidig behandlingsteknologi. Medforbrænding i en cementovn forudsætter forædling af shredderaffaldet, da indholdet af metal, klorid og aske formentlig vil være for højt i shredderaffaldet. Denne forædling er ikke medtaget i LCA'en pga. manglende data. Derudover oplyser Aalborg Portland, at shredderaffaldet primært vil erstatte RDF (Refuse Derived Fuel), der importeres fra England og som Ålborg Portland får betaling for at modtage, i stedet for kul som forudsat i LCA'en. Disse forhold betyder, som det også fremgår af LCA'en, at de miljømæssige effekter ikke er opgjort på et grundlag, der giver et realistisk billede af dette scenarie. Derudover må forædlingen forventes at medføre betydelige omkostninger. Der er derfor ikke grundlag for at gennemføre en samfundsøkonomisk analyse af dette scenarie. Der er dog ingen af de interviewede aktører som har givet udtryk for, at de forventer af det udeladte scenarie 4 vil være samfundsøkonomisk bedre end de øvrige scenarier.

5.4 Systemafgrænsning for behandling af nyproduceret shredderaffald

Systemafgrænsningen følger samlet set afgrænsningen i LCA'en. Dog udelades økonomien i genvindingsleddet fra den samfundsøkonomiske analyse, fordi det vurderes, at genvindingsanlæg med tilstrækkelig kapacitet til at håndtere de udsorterede mængder med størst sandsynlighed vil ligge i udlandet, for eksempel Sverige eller Tyskland. Gevinster ved salg af materialer til genvindingsanlæg medregnes dog i den samfundsøkonomiske analyse. Miljøeffekterne fra genvindingsprocessen er indregnet i den analyse under miljøeffekter for udlandet. Grænsen for systemet går dermed ved sorteringsanlæggenes salg af materialer til genvinding.

FIGUR 6. SYSTEMGRÆNSE FOR SAMFUNDSØKONOMISK ANALYSE AF BEHANDLING AF NYPRODUCERET SHREDDERAFFALD.



Note: Substitution af materialer og energi er vist ved stiplede bokse og pile.

Omkostningerne til sortering og indtægterne fra de udsorterede materialer opgøres ikke i den samfundsøkonomiske analyse, da disse omkostninger og indtægter er ens for alle scenarier inklusive scenarie 1 (nulscenariet).

6. Metode for samfundsøkonomisk vurdering

Dette kapitel indeholder en beskrivelse af den anvendte metode i den samfundsøkonomiske vurdering. Metoden er baseret på Miljøministeriets vejledning i samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter (Miljøministeriet, 2010). Der er gennemført en samfundsøkonomisk analyse af de totale effekter og budgetøkonomiske analyser for de forskellige aktører under alle scenarier.

Kapitlet sammenfatter de overvejelser og valg, der har været genstand for drøftelser med opdragsgiver, følgegruppe og ekstern reviewer i processen for udarbejdelse af afrapporteringen, og som er yderligere dokumenteret i interne arbejdsplaner og præsentationer. Deloitte Consulting er ansvarlig for de valg af metoder, analyser og vurderinger, der kommer til udtryk i rapporten.

6.1 Overordnet formål og metode

Det overordnede formål med den samfundsøkonomiske analyse er at finde frem til, om det er samfundsøkonomisk fordelagtigt at behandle allerede deponeret shredderaffald frem for at lade det forblive deponeret, og behandle nyproduceret shredderaffald frem for at deponere det. Dette besvares ved at gennemføre en samfundsøkonomisk analyse, hvor der foretages en systematisk afvejning af gevinster og omkostninger i de forskellige scenarier for behandling af henholdsvis deponeret og nyproduceret shredderaffald. Scenarierne er beskrevet i kapitel 4. Den samfundsøkonomiske værdi af et scenarie består af summen af gevinster og omkostninger. Scenarierne sammenlignes på baggrund af deres samfundsøkonomiske værdi med henblik på at finde scenariet med den højeste samfundsmæssige nutidsværdi.

Desuden er det formålet at analysere, hvordan rammebetingelserne påvirker det samfundsøkonomiske mest fordelagtige scenarie og hvordan aktørernes økonomiske incitamenter er. Dette besvares ved at gennemføre en budgetøkonomisk vurdering, hvor den budgetmæssige påvirkningen af de enkelte aktører opgøres. Den budgetmæssige opgørelse suppleres af en diskussion af de væsentligste barrierer for implementeringen af den mest attraktive behandlingsløsning blandt de behandlingsløsninger, der er opstillet i scenarierne.

6.2 Elementer i den samfundsøkonomiske analyse

De gevinster og omkostninger, der opgøres i den samfundsøkonomiske analyse, kan opdeles i tre elementer:

- Omkostninger og gevinster ved behandling af shredderaffald (ændringer i ressourceallokeringen)
- Forvridningseffekter
- Miljømæssige eksternaliteter.

Det første element i den samfundsøkonomiske analyse er ændringer i ressourceallokeringen, der opgøres for hver af de centrale aktører for gennemførelsen af scenariet. Disse omkostninger og gevinster opgøres eksklusive overførsler mellem de forskellige aktører, så der er tale om de faktiske

samfundsøkonomiske gevinster/omkostninger. Ændringer i ressourceallokeringen omfatter ændrede anlægsinvesteringer, ændrede driftsomkostninger i form af eksempelvis øget forbrug af arbejdskraft, serviceydelser og råvarer samt ændringer i produktion og salg af varer. Når overførslerne indregnes i de ændringerne i ressourceallokeringen kan der opstilles budgetøkonomiske analyser, som er beskrevet nærmere i afsnit 6.3.

Det andet element i den samfundsøkonomiske analyse er forvriddningseffekter. Hvis scenarierne kræver offentlig finansiering, medfører det et samfundsøkonomisk tab, fordi skatter og afgifter typisk skaber en kile mellem udbud og efterspørgsel, der resulterer i en suboptimal ligevægt og dermed medfører et dødvægtstab. Hvis scenarierne derimod skaber offentlige indtægter, medfører det en samfundsøkonomisk gevinst, da det offentlige kan reducere dødvægtstabets fra andre skatter og afgifter. Disse effekter indregnes ved at opgøre den samlede effekt for de offentlige finanser og benytte en generel skatteforvriddningsfaktor som diskuteret i afsnit 6.6.4.

For opgravning af deponeret shredderaffald er der taget højde for en positiv markedsforvriddning som følge af det indirekte tilskud, der gives til deponierne ved tilbageførsel af deponeringsafgift fra det opgravede shredderaffald.⁵ Den negative skatteforvriddningseffekt som følge af tilbageførslen af deponeringsafgifter modvirkes således af en positiv markedsforvriddningseffekt for deponierne via det tilskud (=tilbageførte afgifter), der gives til opgravning af shredderaffald. Tilskuddet til deponierne for opgravning af shredderaffald kan ses som et tilskud til deres marginale produktionsomkostninger, idet opgravning af shredderaffald er forbundet med frigivelse af plads til andet deponeringsegnet affald, der således kan udbydes billigere.

Dermed opstår en potentiel "trekantgevinst" som følge af lavere priser og større mængder. Størrelsen af gevinsten afhænger af konkurrenceforholdene samt udbuds- og efterspørgselselasticiteten ift. deponeringskapacitet. Med trekantsgevinsten følger også en positiv skatteforvriddning. Størrelsen af trekantsgevinsten og den tilhørende positive skatteforvriddning vurderes ikke mulig at beregne på det foreliggende datagrundlag, hvorfor Deloitte har valgt at benytte den anbefalede, men forsimplede, standardantagelse om, at det umiddelbare skatteforvriddningstab ved tilbageførsel af deponeringsafgiften udlignes af trekantsgevinsten og den tilhørende positive skatteforvriddning, hvorfor der samlet set er opgjort et forvriddningstab på nul ved opgravning af shredderaffald.⁶

For nyt shredderaffald er der ikke regnet med markedsforvriddninger som følge af priseffekter ud over skatteforvriddningstab i den samfundsøkonomiske analyse. Begrundelsen for at udelade eventuelle andre markedsforvriddninger er, at disse effekter med hensyn til behandling af shredderaffald forventes at være begrænsede og uden væsentlig betydning for de samfundsøkonomiske resultater.

Potentielt kan der være afledte efterspørgselseffekter for markedet for affaldsforbrænding på grund af energiudnyttelse af shredderaffald. Da markedet for affaldsforbrænding ikke er kompetitivt, og mængderne af deponeret shredderaffald og nyproduceret shredder til forbrænding med de anvendte forudsætninger ikke overstiger 150.000 ton per år, hvilket udgør en meget begrænset andel af den samlede forbrændingskapacitet, vurderes effekten ikke at være betydelig for de samfundsøkonomiske resultater.

Det tredje element i den samfundsøkonomiske analyse er de miljømæssige eksternaliteter. Scenarierne giver anledning til en række miljøeffekter, der typisk ikke er afspejlet i markedspriserne og derfor udgør eksternaliteter. Effekten af miljøkonsekvenserne opgøres ved en værdisætning af de

⁵ Når den opgravede mængde er mindre end den samfundsøkonomiske optimale opgravede mængde vil et tilskud til opgravning skabe en positiv markedsforvriddning. Den opgravede mængde kan være mindre end den samfundsøkonomisk optimale pga. miljøeksternaliteter, positive eksternaliteter på andre aktører eller manglende markeder, jf. resultaterne i kap. 7.

⁶ Der henvises til anbefalingerne om opgørelse af forvriddningstab i Energistyrelsen, *Beregningsmetode til samfundsøkonomiske omkostninger ved virkemidler i klimaplan*, 14. august 2013, side 14ff.

miljøeffekter, der er kvantificeret i LCA'en, med de forbehold, der er beskrevet i afsnit 6. De enkelte miljøpåvirkninger er inddelt i en række overordnede effekter:

- Drivhuseffekt (målt i CO₂-ækvivalenter)
- Forsuring (målt i SO₂-ækvivalenter)
- Stratosfærisk ozonnedbrydning (målt i CFC-11-ækvivalenter)
- Fotokemisk ozondannelse (målt i NMVOC-ækvivalenter)
- Generel eutrofiering (målt i NO_x-ækvivalenter)
- Ferskvandseutrofiering (målt i N-ækvivalenter)
- Humantoksicitet, cancer og ikke-cancer (målt i CTU)
- Økotoxicitet (målt i CTU)
- Partikler (målt i PM_{2,5}-ækvivalenter).

Den totale samfundsøkonomiske effekt opgøres i køberpriser, som fås ved at gange faktorpriser med nettoafgiftsfaktoren, jf. afsnit 6.6.4. Det samfundsøkonomiske resultat bør afspejle scenariets betydning for hele samfundets velfærd målt ved borgernes forbrugsmuligheder, hvorfor prisen på de forskellige input opregnes med nettoafgiftsfaktoren for at tage højde for den påvirkning af forbrugsmuligheder, som alternative anvendelser af inputfaktorerne ville have medført, jf. Finansministeriet (1999), afsnit 3.3.

6.3 Den budgetøkonomiske analyse

Der er foretaget budgetøkonomiske opgørelser for hver af de centrale aktører i behandlingen af shredderaffaldet. En budgetøkonomisk opgørelse indeholder de samlede omkostninger og indtægter for en aktør inklusive overførsler til andre aktører. Omkostninger til arbejdskraft er opgjort ved markedslønnen, inklusive skatter og arbejdsgiverafgifter, mens øvrige inputfaktorer er opgjort ved markedspriser, eksklusive refunderbare skatter og afgifter, som anbefalet i Finansministeriet (1999), afsnit 3.3.

De centrale aktører i behandlingen af shredderaffald er:

- Deponierne.
- Sorteringsvirksomheder.
- Forbrændingsanlæg.
- Pyrolyse- og forgasningsanlæg.
- Biobehandlingsanlæg.
- Transportvirksomheder (kun for *deponeret shredderaffald*).
- De offentlige finanser (provenueffekt).

Transportvirksomheder er ikke medtaget i analysen af *nyproduceret* shredderaffald, da transport ikke er medtaget i livscyklusanalysen fordi transportmængden ikke vurderes at variere betydeligt mellem scenarierne.

Ud over de ovenstående aktører vil også genvindingsvirksomheder blive påvirket ved opgravning og behandling af shredderaffald. Genvindingsvirksomhederne inddrages dog ikke i den budgetøkonomiske analyse, fordi det forudsættes, at genvinding primært sker i udlandet, jf. afsnit 5.2. Kommunerne bliver ikke påvirket via deres ejerskab af deponier og forbrændingsanlæg, som er underlagt hvile-i-sig-selv regulering.

6.4 Metoder til værdisætning af miljøeffekter

Der findes grundlæggende to metoder til at værdisætte miljøeffekter:

1. **Damage cost-metoden:** Opgørelse af de marginale skadesomkostninger ved miljøeksternaliteterne, det vil sige de samfundsmæssige skadesomkostninger ved øget miljøbelastning og omvendt de reducerede skadesomkostninger og dermed samfundsmæssige gevinster ved reduceret miljøbelastning.
2. **Aversion cost-metoden:** Opgørelse af, hvad det koster at opnå en marginal reduktion af miljøbelastningen gennem det billigste alternative virkemiddel og værdisætning af ændringer i miljøbelastningen på linje hermed.

Når der foretages en sammenligning af et endeligt antal fast definerede alternativer med henblik på at finde frem til, hvilket af disse der – uafhængigt af andre ikke-definerede alternativer – er det mest fordelagtige, foreskriver miljøøkonomisk teori, at damage cost-metoden er den mest relevante til at værdisætte miljøeffekterne. Der er dog en række udfordringer ved damage cost-metoden.

For det første er det ofte en vanskelig opgave at foretage opgørelser af de marginale skadesomkostninger ved miljøbelastning, idet bekæmpelse heraf normalt optræder som en eksternalitet, der har karakter af et kollektivt miljøgode, der ikke omsættes på et marked, fordi det er udeleligt, og ingen kan udelukkes fra at bruge det (nedbringelse af luftforurening er et godt eksempel). Sådanne miljøeffekter kan ikke værdisættes gennem markedspriser, og der må i stedet indirekte estimeres en beregningspris. Det kan for eksempel ske gennem opgørelse af helbredseffekter og værdisætning heraf, som der efterhånden findes veludviklede metoder til. Ofte optræder der dog også en række ikke-helbredsmæssige miljøeffekter, for eksempel i relation til oplevelser, natur og økologi, og i så fald må værdisætningen ske gennem endnu mere indirekte metoder, hvor præferencerne for reduceret miljøbelastning forsøges afsløret gennem eksempelvis forskelle i huspriser eller rejseaktivitet til ikke-belastede (natur)områder eller gennem hypotetiske spørgeundersøgelser vedrørende forbrugernes betalingsvillighed for mindre miljøbelastning.

For det andet er det ikke altid tilfældet, at det endelige antal alternativer, der indsamles viden om og sammenlignes, er de bedst tænkelige alternativer, der findes til at reducere de forskellige former for miljøbelastning.

Reglen er, at der som udgangspunkt bør anvendes den laveste værdi af de marginale skadesomkostninger og reduktionsomkostninger, hvis begge er kendt. Selvom marginale reduktionsomkostninger normalt er lettere at opgøre end tilsvarende skadesomkostninger, er det dog en vidtrækkende opgave til hver en tid at opgøre, hvilket der er det billigste tilgængelige og endnu ikke fuldt udnyttede virkemiddel blandt samtlige mulige virkemidler i forhold til nedbringelse af en given miljøbelastning. Det ligger således uden for rammerne af denne opgave at udarbejde eller opdatere dækkende kataloger over virkemidler uden for ressourcestrategiområdet. I denne rapport anvendes reglen derfor med det forbehold, at aversion cost-metoden benyttes, hvis der i den eksisterende litteratur på området er kendskab til ikke fuldt udnyttede alternative virkemidler, der kan gennemføres til en pris, der ligger under de marginale skadesomkostninger, eller hvis de kendte estimater for skadesomkostningerne er langt mere usikre end tilsvarende for reduktionsomkostningerne.

Afsnit 6.5 indeholder en nærmere redegørelse for, hvilke miljøøkonomiske beregningspriser der er anvendt for de respektive miljøeffekter, og hvilken af de to overordnede værdisætningsmetoder der er fastlagt på basis af.

6.5 Miljøøkonomiske beregningspriser

For at værdisætte de miljøeffekter, der er kvantificeret i LCA'en, er der anvendt en række miljøøkonomiske beregningspriser. Beregningspriserne er angivet i Tabel 1 sammen med den overordnede værdisætningsmetode og de respektive kilder for priserne. Det bedst tilgængelige estimat er valgt, men der er dog altid usikkerhed om den eksakte værdi, hvorfor der er gennemført følsomhedsanalyser af højere og lavere miljøøkonomiske beregningspriser.

Der er anvendt de nyeste tilgængelige, toneangivende kilder til beregningspriser inden for de respektive typer miljøeffekter. Damage cost-estimer er valgt for de tilfælde, hvor skadesomkostningerne er relativt vel belyst, og/eller hvor der ikke er dokumenteret kendskab til virkemidler, der kan reducere miljøeffekterne til en lavere pris end de estimerede skadesomkostninger (fx SO₂, partikler, VOC, tungmetaller). Aversion cost-metoden er anvendt, hvor der er solidt kendskab til reduktionsomkostningerne, og hvor det ikke kan påvises, at skadesomkostningerne skulle være lavere, og/eller hvor Danmark har internationale reduktionsforpligtelser. Aversion cost metoden er af en eller flere af de nævnte grunde benyttet for fx CO₂, CFC, NO_x samt kvælstof og fosfor.

I den samfundsøkonomiske analyse arbejdes der med 3 typer af miljøøkonomiske beregningspriser:

- *Udledning i Danmark påført Danmark*, som angiver miljøeffekter, som påvirker Danmark direkte
- *Udledning i Danmark påført udlandet*. Da fx luftforurening i sin natur er grænseoverskridende påvirker udledning i Danmark også udlandet.
- *Udledning i udlandet, som påvirker alle lande*. Udledning i Danmark og udlandet påvirker hele verden. For udledning i udlandet vil en lille del påvirke Danmark direkte, men givet Danmarks størrelse i forhold til alle verdens lande har vi valgt at se bort fra denne direkte effekt på Danmark.

De anvendte beregningspriser er angivet i tabellen nedenfor.

TABEL 1. MILJØØKONOMISKE BEREKNINGSPRISER FOR DANMARK OG UDLANDET⁷

Miljøeffekt	Enhed	Metode	Beregningspris for udledning i DK påført Danmark	Beregningspris for udledning i DK påført udlandet	Beregningspris for udledning i udlandet ⁸	Kilde
Global opvarmning	Kr./ton CO ₂	Abatement	CO ₂ -kvotepris	CO ₂ -kvotepris	CO ₂ -kvotepris	Energistyrelsen (2014a)
Stratosfærisk ozonnedbrydning	Kr./kg CFC-11	Abatement	224	224	224	Delft (2010)
Fotokemisk ozondannelse	Kr./kg VOC ⁹	Damage	0,9	7,3	8,2	Miljøministeriet (2014)
Forsuring	Kr./kg SO ₂ /SO ₄	Damage	27	245	273	Miljøministeriet (2014)

⁷ Priserne fra de forskellige kilder er fremskrevet med den gældende inflation til 2015-priser og kan derfor ikke genfindes direkte i de angivne kilder.

⁸ Drivhusgasser og ozonnedbrydende CFC-gasser er *uniformly mixed pollutants*, der påvirker globalt og derfor værdisættes ens for Danmark og udlandet. Beregningsprisen for grænseoverskridende *ambient pollution*, der påvirker lokalt i udlandet, fx fotokemisk ozondannelse og forsuring, antages derimod at være summen af priserne for udledning i DK påført Danmark og udledning i DK påført udlandet. Denne antagelse er baseret på, at kun en del af den danske udledning forbliver i Danmark og tilsvarende, at kun en del af udledningen fra andre lande forbliver i disse lande. Udledning fra et land i udlandet antages at have omkostninger i det pågældende land svarende til dem Danmark får påført, mens en større andel vil blive transporteret til nærliggende lande. Udlandet set som helhed vil derfor blive ramt af omkostninger både for det udledende land, og for andre lande som der transporteres til. Derfor er kolonne 6 summen af kolonne 4 og 5. En del af udledningen i udlandet vil naturligvis påvirke Danmark, men da omfanget af dette formentlig vil være lille givet Danmarks størrelse ses der bort fra denne effekt.

⁹ Livscyklusanalyser beregner mængder NMVOC, som er det samme som VOC, uden metan. Det antages, at omkostningen for udledningen af VOC kan bruges som proxy for omkostningen ved udledning af NMVOC.

Miljøeffekt	Enhed	Metode	Beregnings- pris for udledning i DK påført Danmark	Beregnings- pris for udledning i DK påført udlandet	Beregnings- pris for udledning i udlandet ⁸	Kilde
Generel eutrofiering	Kr./kg NO _x	Damage	15	103	119	Miljøministeriet (2014)
Partikler¹⁰	Kr./kg PM _{2,5}	Damage	86	124	211	Miljøministeriet (2014)
Eutrofiering, ferskvand	Kr./kg N	Abatement	54	Ingen grænse- overskridende effekt fra DK	54	Energistyrelsen (2013)
Toksicitet, bly	Kr./kg bly	Damage	3.287	Ingen grænse- overskridende effekt fra DK	3.287	Miljøministeriet (2014)
Toksicitet, kviksølv	Kr./kg kviksølv	Damage	2.100	Ingen grænse- overskridende effekt fra DK	2.100	COWI (2013)
Toksicitet, dioxiner	Kr./g dioxiner	Damage	2.078.729	Ingen grænse- overskridende effekt fra DK	2.078.729	COWI (2013)
Toksicitet, arsen	Kr./kg arsen	Damage	596	Ingen grænse- overskridende effekt fra DK	596	Holland, M. et al. (2007)
Toksicitet, cadmium	Kr./kg cadmium	Damage	179	Ingen grænse- overskridende effekt fra DK	291	Holland, M. et al. (2007)
Toksicitet, krom	Kr./kg krom	Damage	149	Ingen grænse- overskridende effekt fra DK	235	Holland, M. et al. (2007)
Toksicitet, krom VI	Kr./kg krom VI	Damage	1.118	Ingen grænse- overskridende effekt fra DK	1.788	Holland, M. et al. (2007)
Toksicitet, formaldehyd	Kr./kg formaldehyd	Damage	1	Ingen grænse- overskridende effekt fra DK	1	Holland, M. et al. (2007)
Toksicitet, nikkel	Kr./kg nikkel	Damage	18	Ingen grænse- overskridende effekt fra DK	28	Holland, M. et al. (2007)

For CO₂-udledning fra kvoteomfattede elproducerende anlæg i Danmark antages på baggrund af drøftelser med Miljøstyrelsen og Energistyrelsen, at der ikke skal foretages et tillæg for CO₂-kvoteprisen. Det skyldes, at omkostningen ved CO₂-udledning allerede forudsættes internaliseret i priserne for den marginale el- og varmeproduktion, idet de kvoteomfattede elproducenter i høj grad kan sætte prisen til deres marginale omkostninger inklusive omkostninger til køb af kvoter. Forudsætningen om overvæltning af prisen for CO₂-kvoter er således indregnet i Energistyrelsens prognoser for el- og varmeprisudviklingen, der anvendes i de samfundsøkonomiske analyser. Elproducerende anlæg, der udleder mindre CO₂ – fx affaldsforbrændingsanlæg – vil dermed få et plus i forhold til anlæg, der udleder mere CO₂ – fx marginale kulkraftværker – ved at de opnår de samme markedspriser for den producerede energi (inkl. tillæg for CO₂-kvotekøb), men samtidig skal indkøbe færre kvoter end de marginale kulkraftværker. CO₂-kvoteprisen er derfor allerede indregnet i de kvoteomfattede elproducenters økonomi, og skal derfor ikke tillægges dobbelt, så længe marginale kraftværker baseret på fossile brændsler er prissættende på energimarkedet.

For CO₂-udledning fra øvrige (overvejende ikke-kvoteomfattede) virksomheder tillægges en eksternalitetsomkostning svarende til CO₂-kvoteprisen. Den nuværende regering har ikke tilsluttet sig, at Danmark skal have mere ambitiøse målsætninger for CO₂-reduktion end faststat af EU. EU

har pålagt Danmark en national reduktionsforpligtigelse for 2020 og en endnu ikke afklaret forpligtelse for 2030. Kommissionen vurderer, at de har foretaget den overordnede fordeling mellem reduktionsforpligtigelser i hhv. de kvoteomfattede og ikke-kvoteomfattede sektorer økonomisk optimalt. Hvis denne forudsætning holder, vil prisen for CO₂-reduktioner i de danske ikke-kvoteomfattede sektorer gennemsnitligt være på niveau med CO₂-kvoteprisen, hvorfor den fremskrevne CO₂-kvotepris anvendes til værdisætning af CO₂-udslippet fra andre virksomheder end elproducenter. Der gennemføres dog følsomhedsanalyser, hvor eksternalitetsomkostningen sættes til 300 kr./ton CO₂ for alle kvoteomfattede og ikke-kvoteomfattede virksomheder.

Opgjorte og udeladte effekter

I den samfundsøkonomiske vurdering opgøres værdien af de effekter, hvor der er variation i de opstillede scenarier i forhold til basisscenariet. For deponeret shredderaffald er der fx variation i omkostningerne til opgravning og sortering af shredderaffald, da disse processer ikke finder sted i nulscenariet. For nyproduceret shredderaffald er der fx forskel i omkostningerne til energidnyttelse, da energidnyttelsen ikke finder sted i scenarie 1.

Der er enkelte miljøeffekter, hvor der ikke findes en pålidelig værdisætning af den pågældende miljøeffekt, eller som udelades, fordi de vurderes ubetydelige i sammenligning med de øvrige effekter og uden betydning for det samlede resultat. Det drejer sig om værdisætning af human- og økotoksicitet ud over effekterne af bly, kviksølv, dioxiner, arsenik, cadmium, krom, formaldehyd og nikkel.

6.6 Forudsætninger og antagelser

Tabel 2 viser de centrale forudsætninger og antagelser, der er anvendt i den samfundsøkonomiske analyse.

TABEL 2. CENTRALE FORUDSÆTNINGER FOR DEN SAMFUNDSØKONOMISKE ANALYSE

Parameter	
Faktor- og køberpriser	Budgetøkonomiske effekter opgøres i faktorpriser, mens samfundsøkonomiske effekter opgøres i køberpriser. Faktorpriser opregnes med nettoafgiftsfaktoren for at få køberpriser.
Tidshorisont	2030
Diskonteringsrate	4 procent i de første 35 år og 3 procent i de følgende 35 år
Nettoafgiftsfaktor	32,5 procent
Skatteforvridningsfaktor	20 procent
Geografi	National afgrænsning af de samfundsøkonomiske konsekvensberegninger. Miljøeffekter opgøres dog også for udlandet, men der foretages en opdeling mellem, hvilke effekter der påvirker det danske samfund, og hvilke effekter der kun påvirker udlandet.
Prisniveau	2015-priser
Resultater	Nettonutidsværdier og annuierede nutidsværdier opgjort i kr. per ton
Levetider for anlæg og maskiner	Maskiner til sigtning og sortering: 5-10 år Forbrændingsanlæg: 20 år Pyrolyse- og forgasningsanlæg: 20 år Anlæg til biobehandling: 20 år

Kapacitetsforhold	Omkostningerne opgøres som udgangspunkt uden hensyntagen til ledig kapacitet i eksisterende anlæg, hvorfor de gennemsnitlige omkostninger anvendes. For forbrændingsanlæg gennemføres en følsomhedsanalyse, hvor der tages udgangspunkt i eksisterende ledige kapacitet, og hvor der derfor kun medregnes de marginale omkostninger.
Marginal energiproduktion	El: kul Varme: gennemsnitlig fjernvarme (22 pct. træ, 21 pct. naturgas, 20 pct. affald, 16 pct. kul, 8 pct. halm, 7 pct. olie, 5 pct. biogas)

De centrale forudsætninger for den samfundsøkonomiske analyse er baseret på (a) drøftelser med Miljøstyrelsen og Copenhagen Economics, (b) Miljøministeriets guide til samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter, (c) anvendte forudsætninger i forbindelse med virkemiddelkataloget på klimaområdet og (d) interview med aktører i branchen om levetider. I det følgende gennemgås de enkelte forudsætninger.

6.6.1 Faktor- og køberpriser

I overensstemmelse med Miljøministeriet (2010) opgøres de budgetøkonomiske effekter i faktorpriser, mens de samfundsøkonomiske effekter opgøres i køberpriser. Opregning fra faktorpriser til køberpriser sker ved anvendelse af nettoafgiftsfaktoren.

6.6.2 Tidshorisont

I analysen anvendes en tidshorisont til 2030 for alle scenarier. For anlæg med en levetid, der overstiger tidshorisonten, indregnes en restværdi i slutåret baseret på en lineær afskrivning i løbet af levetiden. Derved bliver scenarierne fuldt sammenlignelige.

6.6.3 Diskonteringsrente

I analysen anvendes en trinvis aftagende diskonteringsrente som angivet i tabellen nedenfor. Realdiskonteringsrenten følger anbefalingen fra Finansministeriet.¹¹ Da den samfundsøkonomiske analyse indebærer fremskrivning af nominelle pengestrømme er der behov for at anvende en nominel diskonteringsrente. Den nominelle diskonteringsrente beregnes ved at justere for den forventede inflation i perioden. Baseret på Økonomi- og Indenrigsministeriet (2013) fastlægges den forventede gennemsnitlige inflation til 1,99%. Den reale hhv. nominelle diskonteringsrente er angivet i Tabel 3.

TABEL 3. DISKONTERINGSRENTER

	Real diskonteringsrente	Nominel diskonteringsrente
År 0-34	4,0 procent	5,9 procent
År 35-69	3,0 procent	4,9 procent

6.6.4 Nettoafgiftsfaktor og skatteforvridningsfaktor

I beregningerne anvendes en nettoafgiftsfaktor på 32,5 procent, som er anvendt i metodedokumentet til virkemiddelkataloget for klimatiltag, Energistyrelsen (2013).

¹¹ <http://www.fm.dk/nyheder/pressemeddelelser/2013/05/ny-og-lavere-samfundsøkonomisk-diskonteringsrente/>

I beregningerne anvendes en skatteforvridningsfaktor på 20 procent. I metodedokumentet til virkemiddelkataloget for klimatiltag anbefales en skatteforvridningsfaktor på 10 procent, hvis der sker en ændring i prisniveauet, der påvirker alle personer, og 20 procent, hvis der sker en ændring i skattebetalingen, der kun har betydning for personer i arbejde. Da det marginale offentlige finansieringsbehov forudsættes dækket af skatter på arbejde, anvendes en skatteforvridningsfaktor på 20 procent.

Skatteforvridningsfaktoren ganges på ændringen i det offentlige provenu, efter at det offentlige provenu er korrigeret med nettoafgiftsfaktoren.

For tilbageførsel af deponeringsafgift, der har karakter af tilskud til opgravning af deponeret shredderaffald, indregnes dog en kompenserende trekantsgevinst og dertil hørende positiv skatteforvridning. Der henvises til den nærmere redegørelse for dette i afsnit 6.2.

Ændringer i de offentlige finanser beregnes ud fra de gældende afgiftssatser inklusive fremskrivning af de afgifter, hvor det er relevant.

6.6.5 Geografi

Den samfundsøkonomiske analyse af scenarierne for deponeret shredderaffald gennemføres på nationalt niveau, det vil sige, at der foretages en vurdering af den samlede nyttevirkning for det danske samfund. Der regnes således ikke på nyttevirkningen i andre lande, ligesom der heller ikke regnes på forvridningseffekter eller makroøkonomiske effekter i andre lande end Danmark. For det første er dette ikke muligt inden for rammerne af de tilgængelige økonomiske modeller, og for det andet må sådanne effekter forventes at være ubetydelige under de opstillede scenarier.

I LCA'en er miljøeffekterne opgjort uden hensyn til, om de påvirker Danmark eller udlandet. Efter udarbejdelsen af LCA'en har DTU foretaget en opdeling af miljøeffekterne, alt efter om udledningen finder sted i Danmark eller i udlandet. Ved at tage højde for hvor stor en andel af miljøeffekterne fra udledning i Danmark som påvirker udlandet, kan miljøeffekterne opdeles i tre kategorier:

1. Miljøeffekter fra udledning i Danmark, der direkte påvirker det danske samfund
2. Miljøeffekter fra udledning i Danmark, der påvirker udlandet
3. Miljøeffekter fra udledning i udlandet.

DTU har foretaget opdelingen ved, at hver proces i LCA'en enten er tilskrevet Danmark eller udlandet ud fra en vurdering af, hvor processen finder sted. For eksempel tilskrives deponering af shredderaffald Danmark, mens genvinding tilskrives udlandet. En sådan opdeling er selvsagt forbundet med usikkerhed, idet processerne kan forekomme i både Danmark og udlandet, ligesom der kan være grænseoverskridende forurening. Fx er CO₂ bidrag til drivhuseffekten uafhængig af hvor den udledes.

6.6.6 Prisniveau

Alle priser er opgjort i 2015-priser.

6.6.7 Resultater

Resultaterne af den samfundsøkonomiske analyse opgøres som nettonutidsværdier og annuierede nettonutidsværdier. Annuierede nutidsværdier beregnes ved at den samlede nutidsværdi af behandlingen omregnes til årlige gevinster og omkostninger.

6.6.8 Levetid for anlæg og maskiner

I analysen forudsættes følgende levetider for anlægsinvesteringer:

- Maskiner til sigtning og sortering: 5-10 år
- Forbrændingsanlæg: 20 år

- Pyrolyse- og forgasningsanlæg: 20 år
- Anlæg til biobehandling: 20 år

Levetiden for maskiner til sigtning og sortering er baseret på interview med importører af maskinerne samt virksomheder, der anvender maskinerne. Levetiden for forbrændingsanlæg er baseret på Teknologikataloget (Energistyrelsen 2014). Levetiden for pyrolyse- og forgasningsanlæg og anlæg til biobehandling er skønsmæssigt sat til 20 år ligesom for forbrændingsanlæg. Den forudsatte levetid for pyrolyseanlægget er således 5 år længere end forudsat i Høstgaard et al. (2012), men de 20 år vurderes at give en mere reel sammenligning mellem forbrændingsanlæg og pyrolyse- og forgasningsanlæg. For de anlæg, der har en levetid, der overstiger tidshorisonten, indregnes en restværdi i slutåret baseret på en lineær afskrivning i løbet af levetiden.

6.6.9 Kapacitetsforhold

Ved opgørelsen af de økonomiske effekter ved behandling af shredderaffald er det væsentligt, om der tages udgangspunkt i eventuel ledig kapacitet i eksisterende anlæg. Hvis der er ledig kapacitet, kan der argumenteres for, at det kun er marginalomkostningerne, der indregnes i stedet for de gennemsnitlige omkostninger.

Som udgangspunkt anvendes de gennemsnitlige omkostninger, og der ses dermed bort fra eventuel ledig kapacitet, fordi tidshorisonten frem til 2030 muliggør en tilpasning af kapaciteten. Som dokumenteret i kapacitetsanalysen for forbrændingsområdet i bilag 1 er der tegn på overkapacitet for forbrændingsanlæggene frem til 2030. Opgørelsen af kapaciteten er dog forbundet med en række usikkerheder, herunder muligheden for øget import af affald, forbrænding af biomasse og mulige effektiviseringer/tilpasninger af affaldsforbrændingssektoren. Disse usikkerheder er beskrevet mere indgående i bilag 1. Som konsekvens af usikkerhederne anvendes de gennemsnitlige omkostninger for forbrænding, men der gennemføres en følsomhedsanalyse, hvor kun de variable omkostninger indregnes i afsnit 8.2.

6.6.10 Marginal energiproduktion

I LCA'en og i den samfundsøkonomiske analyse antages det, at den marginale elproduktion består af 100 pct. kul frem til 2030. Denne antagelse afviger fra de miljømæssige og samfundsøkonomiske analyser af behandling af genanvendeligt træ, imprægneret træ og gamle fjernvarmerør, hvor det forudsættes, at den marginale elproduktion indtil 2021 består af 100 pct. kul, mens den fra 2021 består af 50 pct. kul og 50 pct. vind.

Den marginale varme afhænger af de lokale fjernvarmesystemer. I LCA'en og i den samfundsøkonomiske analyse forudsættes det, at den marginale varmeproduktion består af gennemsnitlig dansk fjernvarme.

6.7 Kortlægning og datagrundlag

Analyserne og vurderingerne i rapporten er baseret på en omfattende dataindsamling bestående af interview med relevante aktører, data fra databaser og deskresearch af tidligere rapporter og beregninger, følgegruppemøde med repræsentanter fra branchen samt diskussioner med Miljø- og Fødevareministeriet og Copenhagen Economics.

Tabel 4 indeholder en oversigt over de vigtigste datakilder.

TABEL 4. OVERSIGT OVER INTERVIEWDELTAGERE, ANVENDTE DATABASER OG UDVALGTE RAPPORTER

	Beskrivelse
Interview med deponier	AV Miljø Odense Nord Miljøcenter Reno Djurs Skive Renovation
Interview med shreddervirksomheder	H.J. Hansen (telefon)

	Beskrivelse
	Stena (besøg)
Interview med sorteringsvirksomheder og importører af sorteringsmaskiner	AFATEK ReTec Wamatech
Interview med forbrændingsanlæg	Reno-Nord ARC
Interview med forhandler af forgasningsanlæg	Bioenergi Tønder
Interview med producent af input til biobehandling	BIOSA
Interview om rammevilkår	MST Virksomheder SKAT Skatteministeriet
Databaser	BEATE: Gennemsnitlige data for deponier og forbrændingsanlæg vedrørende kapacitet, takster, omkostninger og indtægter
Deskresearch	Businesscases fra AV Miljø, Reno Djurs og H.J.Hansen vedrørende behandling af deponeret shredderaffald. Derudover henvises til referenceliste.

6.8 Overførsler

I scenarierne forudsættes, at shredderaffaldet bevæger sig mellem de forskellige budgetøkonomiske aktører. I behandlingen af deponeret shredderaffald opgraves og neddeles shredderaffaldet på deponiet, hvorefter den del af shredderaffaldet som er større end 4 mm transporteres til sorteringsanlæg. Når shredderaffaldet bevæger sig fra en aktør til den næste er der tale om transaktioner, som er forbundet med en pris. Disse transaktioner har karakter af overførsler, som ikke påvirker den samlede samfundsøkonomiske værdi og derfor ikke er regnet ind i den samfundsøkonomiske opgørelse.

Overførslerne har dog stor betydning for aktørernes incitament til at indgå i værdikæden og overførslerne er derfor medregnet i de budgetøkonomiske opgørelser for aktørerne. De fulde budgetøkonomiske opgørelser er således grundlaget for den overordnede business case som virksomhederne i affaldskæden oplever ved scenarierne.

Transaktionerne kan opdeles i to grupper:

- Transaktioner, som finder sted i dag
- Transaktioner, som forudsættes i scenarierne, men som ikke finder sted i dag

For transaktioner, som finder sted i dag, anvendes priserne på de eksisterende markeder til de budgetøkonomiske opgørelser. I denne gruppe indgår fx taksterne for deponering og forbrænding. Der tages udgangspunkt i de nuværende priser, som fremskrives med prisudviklingen. Der ses dermed bort fra udsving i de fremtidige priser som følge af strukturelle ændringer, der måtte indtræffe på markederne, ligesom der ses bort fra afledte markedsmæssige konsekvenser af de transaktioner, som er forudsat i scenarierne, da sådanne forhold er yderst vanskelige at forudsige med blot nogenlunde sikkerhed. Desuden er de mindre relevante i forhold til at vurdere såvel den samfundsøkonomiske nytte (der ikke påvirkes af overførsler) som behovet for ændringer af rammevilkår, der først og fremmest afhænger af de nuværende priser

For transaktioner, som forudsættes i scenarierne, men som ikke finder sted i dag, kan der derimod ikke tages udgangspunkt i nuværende prisforhold. Det drejer sig fx om priserne for at få udført pyrolyse og forgasning. For disse transaktioner forudsættes det, at der vil blive etableret en pris svarende til, at de to aktører i transaktionen deler den samlede gevinst (eller tab) ved de ændringer scenarierne indebærer. Den samlede gevinst, der skal deles, udregnes som basis af de samfundsøkonomiske opgørelser for de to aktører korregeret for eventuelle overførsler med kendt pris, hvorefter der fastsættes en overførsel aktørerne i mellem, der medfører, at aktørerne deler gevinsten/tabet.

I virkeligheden vil aktørernes "bargaining power", som både afhænger af udbud og efterspørgsel på de indenlandske og udenlandske markeder og virksomhedernes relative styrker og svagheder, være afgørende for, på hvilket niveau priserne fastlægges, og dermed hvordan overskuddet fordeles. Den endelige fordeling af overskuddet er dog ikke vigtig for det samfundsøkonomiske resultat.

Udbud af deponeret shredderaffald forventes omfattet af EU's udbudsregler, hvorfor der vil være administrative omkostninger forbundet med afsætning af affaldet. Udbudsreglerne betyder endvidere, at der er usikkerhed om, hvilke mængder af shredderaffald et givent sorteringsanlæg kan aftage. Dette øger afkastkravet for den investerede kapital, idet der er en risiko for, at sorteringsanlægget ikke bliver anvendt. De administrative omkostninger og de finansielle konsekvenser af usikkerheden er ikke kvantificeret, men indgår som et rammevilkår i kapitel 9.

7. Behandlingsomkostninger for shredderaffald

Den samfundsøkonomiske analyse gennemføres med udgangspunkt i gennemsnitlige betragtninger for behandling af deponeret og nyproduceret shredderaffald. Der tages således ikke højde for individuelle forskelle mellem deponier, shreddervirksomheder, forbrændingsanlæg mv., ud over den indvirkning de har på det gennemsnit, der er lagt til grund for analyserne. Dette betyder, at den økonomiske situation for enkelte anlæg kan afvige fra gennemsnittet, fx hvis sammensætningen og sorteringsegnetheden af det deponerede shredderaffald er forskellig for de forskellige deponier.

7.1 Kortlægning af deponeret shredderaffald

I forbindelse med den samfundsøkonomiske vurdering af behandling af deponeret shredderaffald har Deloitte Consulting indsamlet oplysninger om mængderne af deponeret shredderaffald på de offentligt ejede deponier.

Tabel 5 viser mængden af deponeret shredderaffald på offentligt ejede deponier.¹² Den samlede mængde af deponeret shredderaffald udgør knap 1,9 mio. ton. Mere end 60 procent af shredderaffaldet er deponeret på Odense Nord Miljøcenter, mens knap en fjerdedel er deponeret på AV Miljø. De resterende godt 10 procent er deponeret på Reno Djurs og Skive Renovation.

TABEL 5. DEPONERET SHREDDERAFFALD PÅ OFFENTLIGT EJEDE DEPONIER, 2015

	1.000 ton
AV Miljø	439
Odense Nord Miljøcenter	1.195
Reno Djurs	186
Skive Renovation	50
I alt	1.870

Kilde: Data fra deponierne

Størstedelen af det tilgængelige deponerede shredderaffald er deponeret mellem 2000 og 2013. Cirka halvdelen af de 1,9 mio. ton er deponeret før 2007, og den anden halvdel er deponeret efter 2007.

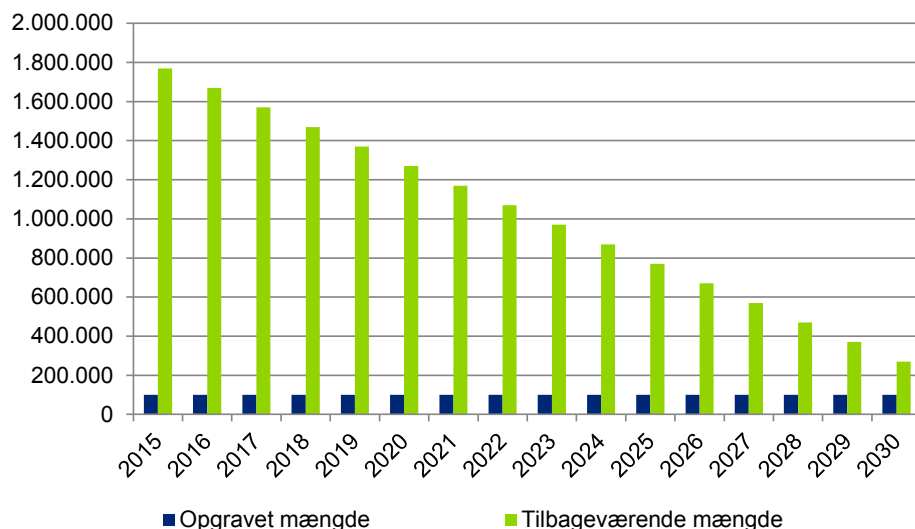
7.2 Tidshorisont for opgravning og behandling af deponeret shredderaffald

Mængden af opgravet shredderaffald per år er afgørende for den krævede kapacitet for anlæggene til behandling af shredderaffald. Forskellige aktører indenfor shredderaffald har under interview givet udtryk for, at de anser en opgravet mængde på 100.000 ton om året som værende et realistisk maksimum, uden der opstår kapacitetsproblemer, der kan fordyre processen betydeligt. Under forventning om, at der kan opnås skalafordelen i behandling af shredderaffald, og dermed opnås en bedre økonomi ved behandling af større mængder shredderaffald, forudsættes en opgravningstakt

¹² Der er forsøgt indhentet oplysninger om mængden af deponeret shredderaffald på det private deponi i Hadsund, men det har ikke været muligt.

svarende til ovennævnte maksimum. Frem til 2030 vil der således blive opgravet 1,6 mio. tons shredderaffald ved start i 2015. Mængden af opgravet shredderaffald og fortsat deponeret shredderaffald er vist i Figur 7.

FIGUR 7. FORUDSÆTNINGER OM OPGRAVET SHREDDERAFFALD OG FORTSAT DEPONERET SHREDDERAFFALD



7.3 Nyproduceret shredderaffald

Mængden af nyproduceret shredderaffald til deponering er på baggrund af interviews med shreddervirksomhederne og deponierne anslået til at udgøre 150.000 tons per år. I 2014 blev der deponeret ca. 154.000 tons shredderaffald på Reno Djurs og Odense Nord Miljøcenter.

7.4 Omkostninger ved deponering

Omkostningerne til deponering kan enten opgøres direkte ved at anvende deponiernes gennemsnitsomkostninger for deponering af affald eller indirekte ved at anvende deponiernes takster, da deponierne er underlagt hvile-i-sig-selv-regulering, og den takst, deponierne opkræver, derfor skal balancere med deres omkostninger på længere sigt.

På baggrund af data fra BEATE¹³ er det muligt at opgøre de gennemsnitlige driftsomkostninger for de fire deponier med shredderaffald. Det er dog ikke muligt at skelne mellem omkostningerne til forskellige typer affald. Da deponierne modtager forskellige typer affald herunder shredderaffald, og omkostningerne afhænger af massefylden for det deponerede affald, idet lettere affald skal komprimeres mere, er gennemsnitsomkostningerne ikke et godt mål for de reelle omkostninger ved deponering af shredderaffald. Desuden er der forskelle i størrelsen af sikkerhedsstillelsen for de forskellige affaldstyper.

I stedet er det valgt at tage udgangspunkt i taksterne for deponering af farligt affald, der er baseret på massefylden og dermed tilpasset den specifikke affaldstype. Den gennemsnitlige takst for deponering af farligt affald udgør 717 kr. per ton,¹⁴ der består af en række forskellige komponenter:

- Deponeringsafgift: 475 kr. per ton fra 2015 og frem. Afgiften er en engangsbetaling ved modtagelse af shredderaffaldet.

¹³ BEATE er en årlig benchmarking af danske deponier og forbrændingsanlæg, der gennemføres af Dansk Affaldsforening, DI og Dansk Energi, se Dansk Affaldsforening, DI og Dansk Energi (2013).

¹⁴ Beregnet som et vægtet gennemsnit af taksterne for farligt affald for Odense Nord Miljøcenter, AV Miljø, Reno Djurs og Skive Renovation for BEATE-data for 2012 fremskrevet til 2015-priser og korrigeret for afgiftsstigning fra 160 kr. per ton til 475 kr. per ton i 2015. Vægtene er baseret på mængderne af deponeret shredderaffald på de fire deponier.

- Sikkerhedsstillelse: Gennemsnitligt 50 kr. per ton farligt affald, der skal dække omkostninger til nedlukning af deponiet og efterbehandling i 30 år efter nedlukning, jf. deponeringsbekendtgørelsens kapitel 4.
- Kapitalomkostninger: 8 kr. per ton per år indtil nedlukning baseret på data fra BEATE fremskrevet til 2015.¹⁵ I en driftsperiode på 30 år svarer det til nutidsværdi på 137 kr. per ton.
- Modtagelse, administration og løbende drift (overvågning, vedligeholdelse mv.): De resterende 55 kr. per ton dækker omkostninger til modtagelse, herunder modtagekontrol, indbygning og kompaktering, løbende administration og løbende drift indtil nedlukning. Der er dels tale om beløb, der afholdes, når affaldet modtages, dels løbende driftsomkostninger indtil nedlukning af deponiet. I en driftsperiode på 30 år svarer de 55 kr. til 3,2 kr. per år.

Tabel 6 viser en oversigt over omkostningerne ved fortsat deponering opgjort i faktorpriser. Ved fortsat deponering afholdes ikke omkostningerne til modtagelse, og der betales ikke deponeringsafgift, da shredderaffaldet allerede ligger på deponiet.

TABEL 6. OVERSIGT OVER BEHANDLINGSOMKOSTNINGER VED FORTSAT DEPONERING AF DEPONERET SHREDDER (FAKTORPRISER)

	Kr. per ton per år
Løbende drift	3
Kapitalomkostninger (værdi af optaget plads)	8
Total	11

Note: De annuierede værdier er beregnet ud fra en 30-årig periode.

Kilde: Deloitte Consultings vurdering baseret på data fra BEATE samt oplysninger fra deponierne med deponeret shredderaffald.

AV Miljø og Odense Nord Miljøcenter vurderer, at den forventede efterbehandlingstid for shredderaffaldet udgør op til 130 år, men det er kun de første 30 år efter nedlukning af deponiet, som er dækket af sikkerhedsstillelsen. Omkostningerne til drift efter de 30 år er meget usikre, da de afhænger af den faktiske efterbehandlingstid. Disse omkostninger skal lægges oveni deponeringstaksten for at finde de samlede omkostninger ved fortsat deponering. Da størstedelen af shredderaffaldet er deponeret mellem 2000 og 2013, vil disse omkostninger ligge på den anden side af 2030, og de medtages dermed ikke.

I analysen af behandling af nyproduceret shredderaffald indregnes foruden omkostningerne ved fortsat deponering også engangsomkostninger ved modtagelse, som består af afgifter og sikkerhedsstillelse. De samlede deponeringsomkostninger for nyproduceret shredderaffald angivet i Tabel 7.

¹⁵ Kapitalomkostningerne er et andet udtryk for værdien af den kapacitet, som shredderaffaldet lægger beslag på, da kapaciteten alternativt kunne have været anvendt til andet affald. En opgørelse af værdien af ledig kapacitet er dermed en anden måde at estimere kapitalomkostningerne. Værdien af ledig kapacitet varierer mellem de forskellige deponier i Danmark alt efter mulighederne for udvidelse af deponeringskapaciteten. Reno Djurs har opgjort værdien til 20 kr. per ton opgravet shredderaffald i 2009 (inklusive modregning af retableringsomkostninger), baseret på etableringsomkostninger for ny kapacitet. Det svarer til cirka 50 kr., eksklusive modregning af retableringsomkostninger. Beregninger fra AV Miljø omkring en udvidelse af kapaciteten resulterer i en værdi omkring 155 kr. per ton. Når der tages højde for, at størstedelen af det deponerede shredderaffald er ved Odense og AV Miljø, vurderes en gennemsnitlig værdi for frigivelse af kapacitet at udgøre 125 kr. per ton. De 125 kr. per ton er et engangsbetrag, der udtrykker, hvor meget det i gennemsnit ville koste at etablere ny alternativ deponeringskapacitet. Med en antaget levetid for deponier på 30 år og den valgte diskonteringsrate svarer dette til en årlig værdi på 7 kr. per ton, hvilket stemmer godt over med de 8 kr. i kapitalomkostninger fra BEATE. I beregningerne anvendes kapitalomkostninger på 7,5 kr. per ton.

TABEL 7. DEPONERINGSOMKOSTNINGER VED DEPONERING AF NYPRODUCERET SHREDDERAFFALD (FAKTORPRISER)

	Kr. per ton
Afgift	475
Sikkerhedsstillelse	50
Kapitalomkostninger	137
Modtagelse, administration og løbende drift	55
Total	717

Kilde: Deloitte Consultings vurdering baseret på data fra BEATE samt oplysninger fra deponierne, som modtager shredderaffald.

Der kan også være indtægter fra deponering af shredderaffaldet. Flere deponier udnytter passiv forgasning fra shredderaffaldet, hvor der udvindes metangas fra shredderaffaldet. Indtægterne herfra er stadig behæftet med betydelig usikkerhed. Passiv forgasning er udeladt af beregningerne, fordi det ikke vurderes at have en signifikant påvirkning af den samfundsøkonomiske værdi, da de langsigtede gevinster eksklusive offentlig støtte vurderes at være begrænsede.

7.5 Omkostninger og indtægter ved behandling af deponeret og nyproduceret shredderaffald

Som beskrevet i LCA'en for behandling af shredderaffald findes der på nuværende tidspunkt ikke et tilstrækkeligt datagrundlag for modellering af samtlige behandlingsmetoder for shredderaffald. I stedet tages udgangspunkt i mere generelle procesbeskrivelser, der er repræsentative for de forskellige led i behandlingen af shredderaffald. I opgørelsen af omkostninger til behandling af shredderaffald anvendes samme tilgang, hvor omkostningerne estimeres for hvert led i processen.

Nedenfor redegøres for behandlingsomkostningerne for de forskellige led i processen. Alle omkostninger er opgjort efter prisen på de anvendte input (faktorpriser).

7.5.1 Afgifter og CO₂-kvoter

Ud over behandlingsomkostninger er der en række afgifter forbundet med energiudnyttelse og deponering. Tabellen nedenfor indeholder en oversigt over de nuværende afgiftssatser.

Forbrændingsafgiften består af energiafgift (affaldsvarmeafgift og tillægsafgift), CO₂-afgift, NO_x-afgift og SO₂-afgift. Energiafgiften afhænger af den producerede og solgte varme, og da det shredderaffald, der energiudnyttes, er meget energiholdigt, bliver afgiften per ton højere end for almindeligt affald til forbrænding. Den producerede varme varierer mellem de forskellige scenarier under hver case, alt efter om plastik energiudnyttes. De konkrete afgiftsbetalinger ved energiudnyttelse af shredderaffald afhænger desuden af udledningen af CO₂, SO₂ og NO_x, som også varierer mellem de forskellige scenarier.

Når varmen fra energiudnyttelsen af shredderaffaldet erstatter den marginale varmeproduktion mister det offentlige afgiftsbetalingerne fra de marginale producenter af varme, som er forudsat at være gennemsnitlig fjernvarme. Det forudsættes, at de mistede indtægter udgør 31,4 kr. per GJ output, svarende til de aktuelle satser for de energiafgifter, der er gældende for varmeproduktion baseret på den gennemsnitlige brændelseskombinationen beskrevet i afsnit 5.7.

Deponeringsafgiften for farligt affald er 475 kr. per ton.

TABEL 8. OVERSIGT OVER AFGIFTER VED BEHANDLING AF SHREDDERAFFALD

	2015
Energiafgift, kr. per GJ varme	45,4
CO ₂ -afgift, kr. per ton	170,0
SO ₂ -afgift, kr. per kg	23,0
NO _x -afgift, kr. per kg	25,9
Samlet afgiftsbetaling ved energiudnyttelse af deponeret shredderaffald, kr. per ton energiudnyttet (1)	489-825
Samlet afgiftsbetaling ved energiudnyttelse af nyproduceret shredderaffald, kr. per ton energiudnyttet (1)	394-724
Afgift på marginal varmeproduktion, kr. per GJ (2)	31,4
Deponeringsafgift, kr. per ton	475

Note 1: Afgiftsbetaling ved energiudnyttelse afhænger af den producerede varme, som varierer mellem de to cases og mellem de forskellige scenarier. Intervallerne angiver spændet for de forskellige scenarier.

Note 2: Afgift på marginal varmeproduktion er eksklusive miljøafgifter, herunder CO₂-afgift.

Foruden afgifter vil forbrænding eller pyrolyse kræve yderligere CO₂-kvoter. Den samfundsøkonomiske konsekvens af CO₂-udledningen fra de kvoteomfattede anlæg er indregnet via el- og varmepriserne, som beskrevet i kapitel 6.5.

I de budgetøkonomiske opgørelser forudsættes det, at forbrændingsanlæg og pyrolyseanlæg får tildelt yderligere CO₂-kvoter, som matcher den kapacitetsudvidelse energiudnyttelse af shredderaffald medfører, mens den marginale varmeproduktion får færre kvoter, som afspejler deres reduktion af kapaciteten. Derved bliver der budgetøkonomiske effekt nul.

7.5.2 Opgravning af deponeret shredderaffald

Første del af behandlingen af shredderaffald består i at opgrave det deponerede shredderaffald. Foruden selve opgravningen er der også omkostninger til retablering af deponicellen for, at cellen igen kan bruges til deponering. MST Virksomheder vurderer, at der efter opgravning skal foretages en individuel vurdering af funktionsdueligheden af de miljøbeskyttende foranstaltninger i deponeringscellen, før den igen kan tages i brug. Retableringsomkostninger kan blandt andet bestå i at udskifte membranen under deponiet, hvis den er nedslidt. Omkostningerne til selve opgravningen vurderes at udgøre 10 kr. per ton, mens retablering af deponiceller vurderes at udgøre 30 kr. per ton, hvilket giver en samlet omkostning på 40 kr. per ton.

TABEL 9. NETTOOMKOSTNINGER VED OPGRAVNING AF SHREDDERAFFALD (FAKTORPRISER)

	Kr. per ton
Opgravning	10
Retablering af deponiceller	30
I alt	40

Kilde: Deloitte Consultings vurdering baseret på oplysninger fra MST Virksomheder, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Nord Miljøcenter og H.J.Hansen.

Opgravning af shredderaffaldet medfører også, at omkostningerne til fortsat deponering gradvist reduceres. MST Virksomheder vurderer dog, at der er usikkerhed om udsivningen fra deponicellerne, da udvaskningen allerede er begyndt. Derudover kan selve opgravningen påvirke udsivningen, idet der rodes i shredderaffaldet. Der er derfor behov for en løbende vurdering af nødvendigheden af kontrol af udsivningen fra deponicellerne. MST Virksomheder vurderer derfor, at tilbageførsel af sikkerhedsstillelsen er udelukket, men at en justering af sikkerhedsstillelsen for

det opgravede shredderaffald er en mulighed. Som følge af usikkerheden angående sikkerhedsstillelse, forudsættes det, at sikkerhedsstillelsen ikke tilbageføres ved opgravning.

7.5.3 Tilbageførsel af deponeringsafgift ved opgravning af deponeret shredderaffald

Muligheden for tilbageførsel af deponeringsafgiften er afgørende for den budgetøkonomiske analyse for deponier og sorteringsvirksomheder og for de offentlige finanser. De nuværende regler giver mulighed for tilbageførsel af deponeringsafgift, i det omfang der allerede er betalt deponeringsafgift (affald deponeret i 2012 eller efter), eller der tilføres nyt farligt affald i samme mængde, som shredderaffaldet opgraves i. Affaldet fraføres efter princippet last-in-first-out. Det vil sige, at tilbageførslen afgiftsmæssigt sker til en sats svarende til det senest tilførte affald, hvor der endnu ikke er sket tilbageførsel.¹⁶

I det omfang der tilføres nyt farligt affald kan der tilbageføres en afgift på 475 kr. per ton for det gamle affald, der fraføres.¹⁷ AV Miljø og Skive Renovation modtager ikke længere farligt affald til deponering og har tilsammen ca. 28 procent af det deponerede shredderaffald. Der kan dermed ikke tilbageføres afgift for 28 procent af det deponerede shredderaffald så længe de to deponier ikke kan modtage farligt affald.¹⁸

Der produceres årligt cirka 150.000 ton nyt shredderaffald, som primært deponeres og der vil med den nuværende produktion og behandling være mulighed for tilbageførsel af 475 kr. per ton for den resterende mængde af den fraførte mængde. Der er dog flere forhold som skaber usikkerhed om der fremadrettet vil blive deponeret samme mængde farlige affald:

- Energiudnyttelse af nyproduceret shredderaffald vil reducere mængden af nyproduceret shredderaffald til deponering med op til 45 pct jf. forudsætningerne om behandling af nyproduceret shredderaffald (pkt. 4.3).
- En klassificering af noget nyproduceret shredderaffald som ikke-farligt affald vil reducere mængden af farligt affald til deponering.
- Et af målene i ressourcestrategien er, at højst 30 pct. af nyproduceret shredderaffald deponeres.

Der er derfor betydelig usikkerhed forbundet med størrelsen af tilbageførslen. Det forudsættes i det følgende, at tilbageførslen udgør 237,5 kr. per ton, der fraføres deponiet og ikke gendeponeres, hvilket svarer til, at der tilføres nyt farligt affald for halvdelen af det fraførte shredderaffald. I kapitel 9 vurderes de budgetøkonomiske konsekvenser ved, at tilbageførslen udgør 0 kr. per ton eller 475 kr. per ton.

7.5.4 Sigtning og sortering af shredderaffald

Der findes i dag ikke et fuldskalasorteringsanlæg til allerede deponeret shredderaffald, hvilket betyder, at omkostningerne til sortering er behæftet med en betydelig usikkerhed. Sorteringen af deponeret shredderaffald adskiller sig fra sorteringen af nyproduceret shredderaffald i og med, at det deponerede shredderaffald er mere sammenfiltret og i flere tilfælde har et højere vandindhold. Sorteringen er afgørende for kvaliteten og renheden af de udsorterede metaller mv. og er derfor tæt forbundet med indtægterne fra de udsorterede materialer. Grundet usikkerheden om sorteringsomkostningerne og de efterfølgende indtægter fra salg af materialer gennemføres følsomhedsanalyser angående dette i afsnit 8.2.

¹⁶ LOV nr. 903 af 4. juli 2013, Lov om ændring af affalds- og råstofafgiftsloven, lov om kuldioxidafgift af visse energiprodukter, lov om afgift af elektricitet, momsloven og forskellige andre love samt SKATs juridiske vejledning for 2014, afsnit E.A.7.3.5.

¹⁷ I det omfang det nye farlige affald er nyproduceret shredderaffald forudsætter det, at shredderaffaldet fortsat er klassificeret som farligt.

¹⁸ Cirka 80 procent af det deponerede shredderaffald på ONM, AV Miljø, Reno Djurs og Skive er deponeret før 2012, hvor der ikke blev betalt deponeringsafgift. Der kan derfor ikke tilbageføres deponeringsafgift for størstedelen af det deponerede shredderaffald uden tilførsel af nyt farligt affald. For de resterende cirka 20 procent er det muligt at få tilbageført 160 kr. per ton uden tilførsel af nyt farligt affald.

Potentialerne ved sortering af deponeret shredderaffald er ved at blive undersøgt i forskellige projekter ved Odense Nord Miljøcenter og AV Miljø. Disse projekter forløber sideløbende med udarbejdelsen af denne rapport, og der er således kun anvendt foreløbige resultater herfra. I Hansen et al. (2012) er mulighederne for sortering af shredderaffald ligeledes belyst. Vurderingerne af omkostningerne til sortering er blandt andet baseret på erfaringer fra disse projekter og bygger derudover på interview med relevante aktører, herunder deponier, shreddervirksomheder, sorteringsanlæg og importører af sorteringsmaskiner.

Sigtning og sortering i den samfundsøkonomiske vurdering følger den teknologibeskrivelse, der er angivet i livscyklusvurderingen (DTU 2014a).

Sigtning og sortering er opdelt i to processer for at åbne muligheden for, at de kan ske forskellige steder. Hvis sigtningen af deponeret shredderaffald sker på deponierne, skal der ikke betales deponeringsafgift for den del af shredderaffaldet, der gendeponeres.

Hvis sigtningen i stedet skulle foregå i forbindelse med sortering uden for deponiet, ville der skulle betales deponeringsafgift for den del af shredderaffaldet som gendeponeres. Denne deponeringsafgift vil dog potentielt set atter kunne tilbageføres, idet både nyt og gendeponeret shredderaffald bliver afgiftsfritaget, så længe der fraføres gammelt afgiftsbelagt shredderaffald af mindst samme omfang.¹⁹

I det følgende forudsættes det, at sigtningen sker på deponierne.

Sigtning af deponeret shredderaffald

Sigtningen består i, at det deponerede shredderaffaldet opdeles i en fraktion, der er mindre end 4 mm (45%), og en fraktion, der er større end 4 mm (55%). Fraktionen mindre end 4 mm gendeponeres med eller uden forudgående biobehandling. Der sorteres ikke på denne fraktion, da den indeholder meget magnetisk jord, og metallerne derfor er sværere at udsortere. Fraktionen større end 4 mm sorteres for metaller og eventuelt andre materialer (plast og glas).

Anlægsomkostningerne til en sigtemaskine med en kapacitet på 100.000 ton vurderes at udgøre 2,5 mio. kr. Driftsomkostningerne udgør 5 kr. per ton og dækker strøm, vedligeholdelse, løn og administration.

TABEL 10. OMKOSTNINGER TIL SIGTEMASKINE (FAKTORPRISER)

Kapacitet, ton per år	100.000
Anlægsomkostninger, mio. kr.	2,5
Anlægsomkostninger, kr. per ton	25
Kapitalomkostninger, kr. per ton per år	3
Levetid, år	10
Driftsomkostninger, kr. per ton	5

Kilde: Deloitte Consultings vurdering på baggrund af interview med sorteringsanlæg, importører af sorteringsmaskiner og shreddervirksomheder.

¹⁹ Hvis afgiften for det gendeponerede shredderaffald skal vindes tilbage, fordrer det således, at der tilføres mindre nyt shredderaffald, end der fraføres af gammelt. Ellers er der ikke plads til, at der også kan ske en tilbageførsel af afgifter for det gendeponerede affald. Eftersom hovedantagelsen netop er, at der kun tilføres halvt så meget nyt shredderaffald som der fraføres af gammelt, har det under denne (realistiske) antagelse ingen betydning for nettoafgiftsbetalingen, om sigtningen af shredderaffaldet sker inden for eller uden for deponiet.

Sortering af deponeret shredderaffald

Ved behandling af deponeret shredderaffald estimeres omkostningerne ved sortering i det generiske anlæg, der er beskrevet i LCA'en og som ligger til grund for analysen af miljøeffekterne. Efter sigtningen, hvor fraktionen på mindre end 4 mm frasorteres, består sorteringen af følgende komponenter og delprocesser:

- Magnetseparator, der frasorterer magnetisk jern.
- Eddy current-separator, der frasorterer aluminium, kobber og messing.
- EMS, der frasorterer zink og bly samt kobber, der ikke blev frasorteret i Eddy current-separatoren.
- Luftseparator, der frasorter plast (underscenarie b, c og d) og glas (underscenarie c og d).

I tabellen nedenfor er angivet omkostninger til sorteringsanlægget opdelt for de forskellige maskiner.

TABEL 11. OMKOSTNINGER TIL SORTERINGSMASKINER (FAKTORPRISER)

	Magnet-separator	Eddy current-separator	EMS	Luft-separator
Kapacitet, ton per år	55.000	55.000	55.000	55.000
Anlægsomkostninger, mio. kr.	2,7	15,5	19,2	23,0
Anlægsomkostning per ton, kr. per ton	49	281	349	419
Levetid, år	7	5	6	7
Kapitalomkostninger, kr. per ton per år	8	63	67	70
Driftsomkostninger (kr. per ton)	7	7	15	17-22

Note: Kapacitet, levetid og driftsomkostninger for EMS er beregnet som et gennemsnit mellem Eddy current-separatoren og luftseparatoren. Der er forudsat en driftstid på 2.000 timer per år for alle maskiner.

Kilde: Deloitte Consultings vurdering baseret på oplysninger fra sorteringsvirksomheder, shreddervirksomheder og importører af sorteringsmaskiner.

Ud over anlægs- og driftsomkostninger til sorteringsmaskinerne kommer også omkostninger til etablering af en samlet linje til sortering, herunder grund og bygninger samt yderligere oparbejdning, hvor de udsorterede materialer rengøres for indfiltret affald som tekstiler, isolering mv. De forudsatte sorteringseffektiviteter og metaludbyttet forudsætter en høj grad af eftersortering og omkostningerne til disse processer forudsættes at udgøre 200 kr. per ton.²⁰ I kapitel 7 er der gennemført følsomhedsanalyser af henholdsvis større og mindre sorteringsomkostninger.

Forsøg med opgravning og sortering af shredderaffald har vist store forskelle i, hvor nemt det deponerede shredderaffald er at sortere. Shredderaffald fra AV Miljø indeholder en stor mængde vand, som vanskeliggør sortering. I LCA'en er det forudsat, at vandindholdet er meget begrænset og kun udgør mellem 33 og 34 kilo per ton shredderaffald og der er derfor ikke indregnet omkostninger til tørring i den samfundsøkonomiske analyse.

Indtægterne fra de udsorterede materialer afhænger af de udsorterede mængder og kvaliteten af de udsorterede materialer. Mængden af udsorteret materiale er baseret på beregningerne i LCA'en. En del af de udsorterede metaller vil være oxiderede og kan dermed ikke genanvendes. I livscyklusvurderingen er angivet forudsætninger om oxidationsgraderne for de forskellige metaller. De udsorterede metaller vil heller ikke erstatte jomfruelige materialer i en faktor 1:1, fordi renheden er lavere. Substitutionsgraderne for metallerne varierer mellem 65 procent for bly og 94 procent for aluminium. Ved fraregning af de oxiderede metaller og korrektion for substitutionsgrad fås de

²⁰ Omkostningerne antages at have form af driftsomkostninger, selvom der også vil være anlægsomkostninger.

udsorterede mængder for materialer til videresalg som angivet i Tabel 12. Tabellen indeholder derudover priser for jomfruelige materialer, der er baseret på data fra Verdensbanken og tidligere miljøprojekter.

Efter drøftelser med shreddervirksomhederne er det vurderet, at kvaliteten af de udsorterede materialer er lavere end kvaliteten af jomfruelige materialer på trods af korrektion for oxidering og substitutionsgrad. Verdensmarkedspriserne korrigeres derfor, så de afspejler de priser shreddervirksomhederne modtager. Udviklingen i priserne forudsættes dog at følge udviklingen i prisen på jomfruelige materialer baseret på, at jomfruelige og udsorterede materialer er substitutter. Derudover oplyser shreddervirksomhederne, at den beskrevne sorteringsløsning ikke kan adskille kobber, messing, bly og zink, som derfor har en samlet pris for et mix af disse metaller. I bilag 2 er der angivet et mere detaljeret materialeflow for behandling af deponeret shredderaffald med mængder for hele behandlingsprocessen.

TABEL 12. UDSORTEREDE METALMÆNGDER EKSKL. OXIDEREDE METALLER OG KORRIGERET FOR SUBSTITUTIONSGRAD VED OPGRAVNING AF 1 TON SHREDDERAFFALD SAMT PRISER FOR VIDERESALG

	Udsorteret mængde (kg)	Pris jomfruelige materialer (kr. per ton)	Pris udsorterede materialer (kr. per ton)
Jern	54,4	1.755	1.042
Kobber	2,3	37.743	9.821
Aluminium	9,2	9.573	8.928
Messing	3,5	24.342	9.821
Bly	1,2	11.596	9.821
Zink	13,6	10.940	9.821
Plast (b, c og d)	10,1	-	200
Glas (c og d)	1,2	-	-100

Kilde: Mængderne er baseret på et materialeflow, som Deloitte har modtaget fra DTU. Priserne er baseret på Verdensbanken (2014), Miljøstyrelsen (2013a), Miljøstyrelsen (2013b) samt oplysninger fra shreddervirksomhederne.

Det er vigtigt at bemærke, at der er betydelig usikkerhed om indholdet af metaller i shredderaffaldet, i hvilken grad disse metaller kan udsorteres, og hvilken kvalitet de udsorterede metaller har. Der bør derfor gennemføres yderligere test af disse forhold, førend en eventuel fuldskala sortering iværksættes.

Sigtning og sortering af nyproduceret shredderaffald

Scenarierne for behandling af nyproduceret shredderaffald indeholder ikke variation ift. sigtning og sortering af shredderaffald. Indtægter og omkostninger til sortering og sigtning vil derfor være ens i alle scenarier og vil være uden betydning for den samfundsøkonomiske forskel mellem scenarierne. Omkostninger og indtægter fra sigtning og sortering af nyproduceret shredderaffald opgøres derfor ikke.

7.5.5 Transport

Transportomkostningerne ved behandling af deponeret shredderaffald afhænger både af enhedsprisen og af de afstande, som shredderaffaldet skal transporteres. Enhedspriserne er baseret på DTU (2014c) og er angivet i tabellen nedenfor. Transportomkostningerne indeholder ikke miljømæssige eksternaliteter. Disse (bortset fra støjomkostninger) er dog værdisat på baggrund af udledte mængder fra livscyklusvurderingen og de miljømæssige beregningspriser og indgår under omkostningskategorien miljøeksternaliteter i den samfundsøkonomiske analyse.

TABEL 13. ENHEDSOMKOSTNINGER FOR TRANSPORT I 2030, 2015-PRISER (FAKTORPRISER)

	Faktorpris i 2015
Lastbil, afstandsafhængig, kr./km	2,91
Lastbil, afstandsafhængig, afgift, kr./km	0,97
Lastbil, tidsafhængig (374 kr./time), kr./km	5,6
Lastbil, tidsafhængig, afgift, (7,2 kr./time), kr./km	0,11
I alt, transportomkostninger (ekskl. eksternaliteter), kr./km	9,75

Note: Angivet for lastbil med kapacitet på 20 tons.

Kilde: DTU (2014c).

Scenarierne i LCA'en er ikke modelleret for konkrete geografiske områder. I stedet er der skønsmæssigt forudsat et konstant transportarbejde på 100 ton kilometer, svarende til at hvert ton shredderaffald samlet set skal transporteres 100 kilometer.²¹ I den samfundsøkonomiske vurdering anvendes samme gennemsnitlige transportafstand. Deloitte Consulting vurderer, at de 100 kilometer er en rimelig approksimation for den vægtede gennemsnitlige transportafstand, når der tages højde for, at cirka 45 procent af shredderaffaldet forbliver på deponierne og dermed ikke transporteres, mens det øvrige shredderaffald, der skal transporteres til sorteringsanlæg, energiudnyttelse, forarbejdning i udlandet og deponi, i gennemsnit vurderes at skulle transporteres knap 200 kilometer. Til opgørelse af transportomkostningerne forudsættes en lasteevne på 20 ton per lastbil og en transporttid på 1,5 timer. Dermed bliver transportomkostningerne 46 kr. per ton, og afgifterne udgør 5 kr. per ton.

I LCA'en for nyproduceret shredderaffald ses der bort fra effekterne af transport, fordi transportafstanden ikke vurderes at variere betydeligt mellem scenarierne. Af samme grund er transportomkostningerne udeladt af den samfundsøkonomiske analyse.

7.5.6 Forbrænding

I dag har to forbrændingsanlæg tilladelse til medforbrænding af shredderaffald: Reno-Nord og Maabjergværket. Reno-Nord har den største godkendte kapacitet og har afbrændt shredderaffald i cirka to år. Reno-Nord har gennemført et omfattende måleprogram, før og efter de begyndte at forbrænde shredderaffald, og har således et godt datagrundlag for at opgøre effekterne af forbrænding af shredderaffald.

I Reno-Nords miljøgodkendelse er det anført, at massestrømme for indfyret farligt affald og klinisk risikoaffald højst må udgøre 20 procent af den til enhver tid samlede mængde indfyret affald. Med en miljøgodkendt total kapacitet på 180.000 ton per år og en udnyttelsesgrad tæt på 100 procent svarer det til en kapacitet på cirka 36.000 ton shredderaffald per år.

På baggrund af interview med Reno-Nord vurderes det, at medforbrænding af shredderaffald ikke kræver yderligere investeringer, forudsat at forbrændingsanlægget er relativt nyt. Reno-Nord har ikke selv afholdt ekstra investeringer for at kunne forbrænde shredderaffald.

Forbrænding af shredderaffald vurderes heller ikke at påvirke driftsomkostningerne ved forbrænding betydeligt. Reno-Nord oplyser, at der er sket en lille stigning i kemikalieforbruget efter forbrænding af shredderaffald, men denne stigning kan dog ikke tilskrives forbrænding af shredderaffald. Reno-Nords måleprogram viser, at forbrænding af shredderaffald hverken har påvirket kedel eller elektrofiltre.

²¹ Desuden er der i LCA'en gennemført en følsomhedsanalyse, hvor det beregnes, at shredderaffaldet skal transporteres 4.505 ton kilometer for at opveje miljøbesparelserne ved behandling af deponeret shredderaffald i forhold til drivhuseffekten ved opgravning, sortering, forbrænding og biobehandling (scenarie 1d). En sådan transportafstand vil dog medføre væsentlige miljøbelastninger i andre påvirkningskategorier.

ARC gennemførte i 2012 et forsøg med forbrænding af shredderaffald. Konklusionen var, at der ikke var behov for investeringer, at driftsomkostningerne var uændrede, og at miljøparametrene ikke overskred grænseværdierne. Erfaringerne fra dette forsøg er derfor på linje med erfaringerne fra Reno-Nord.

Eftersom forbrænding af shredderaffald hverken kræver betydelige investeringer eller påvirker driften i betydelig grad, tages der udgangspunkt i de normale omkostninger for danske forbrændingsanlæg opgjort ved driftsomkostninger og anlægsinvesteringer som angivet i Teknologikataloget (Energistyrelsen (2014a)).

Som det fremgår af kapacitetsanalysen for forbrændingsanlæggene i bilag 1, er der tegn på ledig kapacitet i forbrændingssektoren, men der er betydelig usikkerhed omkring den fremtidige udvikling bl.a. på grund af effektivisering af forbrændingssektoren. Derfor anvendes de gennemsnitlige omkostninger ved forbrænding, mens der i afsnit 8.3 gennemføres en følsomhedsanalyse, hvor de marginale omkostninger ved forbrænding anvendes.

Forbrænding af shredderaffald kræver en særlig godkendelse, fordi det er klassificeret som farligt affald og indeholder mange metaller. I dag er det kun Reno-Nord og Måbjergværket, der har en sådan tilladelse, med en samlet kapacitet på omkring 40.000 tons. I forbrændingsscenarierne for deponeret shredderaffald er kapacitetsbehovet mellem 39.000 og 42.000 tons shredderaffald, mens der er et kapacitetsbehov på 66.000 tons ved forbrændingsscenariet for nyproduceret shredderaffald. Det samlede kapacitets-behov kan derfor udgøre mere end 100.000 tons og overstiger derfor den nuværende forbrændingskapacitet.

Dansk Affaldsforening har oplyst, at en række forbrændingsanlæg har ansøgt om tilladelse til forbrænding af shredderaffald. Disse ansøgninger er dog trukket tilbage, fordi forbrændingsanlæggene afventer en afklaring af om shredderaffaldet er forbrændingseget og om shredderaffaldet kan omklassificeres som ikke-farligt, jf. kapitel 9. Hvis shredderaffaldet vurderes som forbrændingseget vurderes det, at der vil kunne blive etableret tilstrækkelig kapacitet til forbrænding af deponeret og nyproduceret shredderaffald.

Tabel 14 indeholder en oversigt over driftsomkostninger og anlægsinvesteringer baseret på Teknologikataloget samt de marginale omkostninger baseret på EA Energianalyse (2014). Der anvendes de samme enhedsomkostninger ved medforbrænding af shredderaffald for opgravet shredderaffald og nyproduceret shredderaffald.

TABEL 14. DRIFTSOMKOSTNINGER, ANLÆGSINVESTERINGER OG MARGINALE OMKOSTNINGER VED FORBRÆNDING (FAKTORPRISER)

	Omkostninger ved forbrænding
Anlægsinvesteringer, kr. per ton forbrændt affald	5348
Kapitalomkostninger, kr. per ton forbrændt affald per år	393
Driftsomkostninger, kr. per ton forbrændt affald	394
Marginale omkostninger, kr. per ton forbrændt affald	250

Note: Anlægsinvesteringerne repræsenterer en engangsinvestering i et tidssvarende *waste-to-energy* anlæg med en behandlingskapacitet på 30 ton/time og en levetid på 20 år. Der er anvendt en eurokurs på 7,44 og forudsat 8000 driftstimer på et år.

De marginale omkostninger er baseret på den øvre værdi i det interval for de langsigtede marginale omkostninger, der er angivet i EA Energianalyse (2014).

Kilde: Driftsomkostninger og anlægsinvesteringer er baseret på Energistyrelsen (2014a), mens marginale omkostninger er baseret på EA Energianalyse (2014).

Der er en række indtægter forbundet med forbrænding af shredderaffald. For det første producerer forbrændingsanlæggene varme og el, der kan sælges. Derudover indeholder slaggerne metaller, der

kan udsorteres og sælges til genvinding. Indtægterne er bestemt ud fra de producerede mængder af varme og el og de tilhørende priser.

For at beregne værdien af den producerede energi anvendes prisfremskrivninger for el og varme fra henholdsvis Energistyrelsen (2014b), tabel 5 og Energistyrelsen (2012), tabel 7 hvor 2015 prisen på varme er fundet ved at anvende ændringen i forbrugerprisindekset i perioden 2011-2015. Priserne for 2015 er angivet i

Tabel 15.

TABEL 15 EL- OG VARMEPRISER, 2015-PRISER (FAKTORPRISER)

	2015
Varmepris, kr. per GJ	70,8
Elpris, kr. per MWh	275,0

Note: Varmeprisen er inklusive affaldsvarmeafgiften

Kilde: Elprisen er baseret på Energistyrelsen (2014b), mens varmeprisen er baseret på Energistyrelsen (2012a), Tabel 7.

Mængderne af produceret el og varme er baseret på LCA'erne. Mængderne ved forbrænding af deponeret shredderaffald er angivet i Tabel 16, mens mængderne ved forbrænding af nyproduceret shredderaffald er angivet i Tabel 17.

TABEL 16. EL- OG VARMEPRODUKTION VED FORBRÆNDING AF OPGRAVET SHREDDERAFFALD, OPGJORT PER TON OPGRAVET SHREDDERAFFALD

Varmeproduktion, GJ per ton opgravet shredderaffald	5,3-6,0
Elproduktion til salg, MWh per ton opgravet shredderaffald	0,4-0,5

Note: Når der opgraves 1 ton deponeret shredderaffald forbrændes mellem 390 og 420 kg afhængig af hvor meget der udsorteres. Den præcise el- og varmeproduktion afhænger af, om plast udsorteres. De høje værdier angiver således output i scenarie 1a, hvor plast energiudnyttes.

Kilde: DTU (2014a).

TABEL 17. EL- OG VARMEPRODUKTION VED FORBRÆNDING AF NYPRODUCERET SHREDDERAFFALD

Varmeproduktion, GJ per ton produceret shredderaffald	6,5
Elproduktion til salg, MWh per ton produceret shredderaffald	0,5

Note: Når der produceres 1 ton shredderaffald forbrændes ca. 440 kg.

Kilde: DTU (2014b).

Som angivet i livscyklusvurderingen forudsættes det, at der sker en udsortering af metaller fra slaggerne. Efter sigtning og sortering indeholder shredderaffaldet stadig nogle metaller, der er lettere at tilgå efter forbrænding. I Tabel 18 er mængderne af de udsorterede metaller angivet ved behandling af deponeret shredderaffald, mens mængderne af udsorterede metaller ved behandling af nyproduceret shredderaffald er angivet i Tabel 19. For at beregne værdien af de udsorterede metaller anvendes de samme metalpriser som angivet i afsnit 7.5.4.

TABEL 18. UDSORTEREDE METALMÆNGDER EGNET TIL SALG FRA SORTERING AF SLAGGER OPGJORT PER TON OPGRAVET SHREDDERAFFALD

	Kg
Jern	2,8

Aluminium	0,4
------------------	-----

Kilde: Mængderne er baseret på et materialeflow, som Deloitte Consulting har modtaget fra DTU, korrigeret for oxidation og substitutionsgrad.

TABEL 19. UDSORTEREDE METALMÆNGDER EGNET TIL SALG FRA SORTERING AF SLAGGER OPGJORT PER TON NYPRODUCERET SHREDDERAFFALD

	Kg
Jern	9,4
Aluminium	5,3

Kilde: Mængderne er baseret på et materialeflow, som Deloitte Consulting har modtaget fra DTU, korrigeret for oxidation og substitutionsgrad.

Efter sortering anvendes slaggerne til vejbygning, mens flyveasken deponeres som farligt affald i Tyskland eller Norge. Omkostningerne ved sortering og bortskaffelse af slagger til vejanlæg vurderes at udgøre 100 kr. per ton baseret på drøftelser med sorteringsvirksomheder. Flyveasken transporteres til Tyskland eller Norge mod en betaling på 1050 kr. per ton. Mængderne af slagger og flyveaske ved behandling af deponeret shredderaffald er angivet i Tabel 20, mens mængderne ved behandling af nyproduceret shredderaffald er angivet i Tabel 21.

TABEL 20. BORTSKAFFELSE AF SLAGGER OG FLYVEASKE OPGJORT PER TON OPGRAVET SHREDDERAFFALD

	Kg
Slagger	112
Flyveaske	17

Kilde: DTU (2014a).

TABEL 21. BORTSKAFFELSE AF SLAGGER OG FLYVEASKE OPGJORT PER TON NYPRODUCERET SHREDDERAFFALD

	Kg
Slagger	89
Flyveaske	15

Kilde: DTU (2014b).

7.5.7 Pyrolyse og forgasning

Som beskrevet i LCA'en er pyrolyse en endoterm proces, der ved opvarmning under iltfrie forhold frembringer energirige pyrolyseprodukter i form af olie, gas og koks. Under pyrolyse sker der ingen oxidering af metaller i shredderaffaldet, hvorimod kulstofholdige materialer omdannes til olie, gas og koks, der relativt let kan adskilles fra materialefraktionerne. Pyrolyseprocessen kræver tilførsel af energi, der forudsættes at komme fra anvendelse af pyrolysegassen til opvarmning. Olie og koks kan anvendes til nettoenergiproduktion.

I Høstgaard et al. (2012) er omkostninger og indtægter ved pyrolyse og forgasning estimeret for et fuldskalaanlæg. I Tabel 22 er de økonomiske forhold omregnet til enhedsomkostninger. Det forudsættes dermed, at der etableres præcis den kapacitet, der er behov for – under antagelse af konstant skalaafkast – svarende til at der ikke vil være tale om uudnyttet kapacitet i de etablerede pyrolyseanlæg. Det skal bemærkes, at der er betydelig usikkerhed forbundet med omkostningerne til pyrolyse og forgasning, da der ikke findes anlæg i fuld skala i Danmark. Derfor er der gennemført følsomhedsanalyse af omkostningerne ved pyrolyse og forgasning, jf. afsnit 8.2.

TABEL 22. PYROLYSE OG FORGASNING AF SHREDDERAFFALD (FAKTORPRISER)

Anlægsinvesteringer, kr. per ton	5250
---	------

Kapitalomkostninger, kr. per ton per år	386
Driftsomkostninger, kr. per ton	750

Kilde: Deloitte's beregninger baseret på Høstgaard et al. (2012).

Bioenergi Tønder har under interview påpeget muligheden for at energiudnytte shredderaffald via cool plasmaforgasning. Baseret på data fra Bioenergi Tønders amerikanske partnere er driftsomkostningerne til cool plasmaforgasning lavere, men teknologien er endnu ikke afprøvet i forhold til shredderaffald, hvorfor de oplyste data er forbundet med betydelig usikkerhed. Betydningen af lavere omkostninger til pyrolyse og forgasning analyseres dog i ovennævnte følsomhedsanalyse.

Som tidligere nævnt medfører pyrolyse og forgasning energiproduktion i form af gas, koks og olie, men kræver også tilførsel af energi, der normalt kan frembringes ved at anvende gassen til opvarmning. De to øvrige produkter udnyttes til nettoenergiproduktion. I LCA'en af deponeret shredder forudsættes det, at koks og olie udnyttes til nettovarmeproduktion med en energiudnyttelse på 80 procent. Varmeproduktionen er angivet i Tabel 23.

TABEL 23. NETTOPRODUKTION AF VARME VED PYROLYSE OG FORGASNING OPGJORT PER TON OPGRAVET SHREDDERAFFALD

Varme, GJ per ton opgravet shredderaffald	5,5-6,2
--	----------------

Kilde: DTU (2014a).

I LCA'en af nyproduceret shredderaffald forudsættes det, at pyrolysekoksen udnyttes til varme- og elproduktion i et forbrændingsanlæg. Denne ændring ift. projektet for deponeret shredderaffald skyldes, at andre anvendelser kan medføre uønskede koncentrationer af tungmetaller, jf. DTU (2014b). Nettoproduktionen af el og varme ved pyrolyse og forgasning af nyproduceret shredder er angivet i Tabel 24.

TABEL 24. NETTOPRODUKTION AF VARME OG EL VED PYROLYSE OG FORGASNING OPGJORT PER TON PRODUCERET SHREDDERAFFALD

Varme, GJ per ton produceret shredderaffald	3,5
El, MWh per ton produceret shredderaffald	0,3

Kilde: DTU (2014b).

Ved pyrolyse af deponeret shredderaffald udsorteres metaller fra koksasken, som er restproduktet efter pyrolyse. I LCA'en forudsættes sorteringseffektiviteten at være mellem 80 og 100 procent ved anvendelse af det samme sorteringsanlæg som beskrevet i afsnit 7.5.4. Der anvendes tilsvarende enhedsdriftsomkostninger og enhedsanlægsomkostninger som ved første sortering, jf. afsnit 7.5.4. Mængderne for de udsorterede metaller ved behandling af deponeret shredderaffald er angivet i Tabel 25. Koksaske og flyveaske, der er tilbage efter forgasning af koksen, må sandsynligvis klassificeres som farligt affald og skal derfor deponeres som angivet i DTU (2014a). Der anvendes derfor de samme enhedsomkostninger som til gendeponering af restfraktionen, jf. afsnit 7.5.8. Mængden af koksaske og flyveaske til deponering er også indeholdt i tabellen.

TABEL 25. UDSORTEREDE METALMÆNGDER FRA KOKSASKEN SAMT KOKSASKE OG FLYVEASKE TIL DEPONERING VED PYROLYSE AF DEPONERET SHREDDERAFFALD, OPGJORT PER TON OPGRAVET SHREDDERAFFALD

	Kg
Jern	1,4
Aluminium	0,4
Koksaske til deponering	162

Kilde: DTU (2014a).

Ved pyrolyse af nyproduceret shredderaffald sorteres pyrolysekoksen for metaller inden den energiudnyttes i et forbrændingsanlæg, jf. DTU (2014b). De udsorterede mængder af jern, aluminium og kobber ved sortering af pyrolysekoksen fra nyproduceret shredderaffald er angivet i

Tabel 26. Tabellen indeholder derudover mængden af pyrolysekoks, som energiudnyttes i forbrændingsanlæg.

TABEL 26. UDSORTEREDE METALMÆNGDER FRA PYROLYSEKOKSEN SAMT PYROLYSEKOKS TIL FORBRÆNDING VED PYROLYSE AF NYPRODUCERET SHREDDERAFFALD, OPGJORT PER TON PRODUCERET SHREDDERAFFALD

	Kg
Jern	4,4
Aluminium	6,1
Kobber	6,9
Pyrolysekoks til forbrænding	282,1

Kilde: DTU (2014b).

7.5.8 Gendeponering

Efter sigtning af shredderaffaldet skal fraktionen på under 4 mm gendeponeres med eller uden forudgående biobehandling. I den forbindelse er det væsentligt, om karakterisering af shredderaffaldet er nødvendig inden gendeponering. MST Virksomheder vurderer, at fraktionen på under 4 mm skal genkarakteriseres efter sigtning og inden deponering, fordi det ikke er entydigt, om kritiske stoffer er bundet til de enkelte størrelsesfraktioner. Omkostningerne til gendeponering består dermed både af kapitalomkostninger, sikkerhedsstillelse, modtagelse, administration og løbende drift, jf. afsnit 7.4.

7.5.9 Biologisk behandling

Biologisk behandling fungerer som forbehandling inden deponering. Formålet med den biologiske behandling er at reducere indholdet af organisk materiale i shredderaffaldet inden deponering. Derved deponeres en mindre mængde og derudover kan den biologiske behandling potentielt sikre overholdelsen af fremtidige krav om organisk indhold i deponeret affald. For en nærmere beskrivelse af den biologiske behandling henvises til LCA'en.

På baggrund af interview med BIOSA og oplysninger fra deres tyske samarbejdspartner er omkostningerne ved biobehandling af shredderaffald estimeret. Omkostningerne er angivet i tabellen nedenfor. Anlægsomkostningerne består af oprettelse af miler, hvor shredderaffaldet kan ligge, mens det undergår biobehandling, samt indkøb af maskinel til at vende shredderaffaldet. Driftsomkostningerne dækker omkostninger til selve biobehandlingsproduktet, el og diesel, løn og administration samt vedligeholdelse.

TABEL 27. BIOBEHANDLING AF SHREDDERAFFALD (FAKTORPRISER)

Anlægsomkostninger, kr. per ton biobehandlet	32
Kapitalomkostninger, kr. per ton biobehandlet per år	2
Driftsomkostninger, kr. per ton biobehandlet	154
Levetid, år	20
Vægtreduktion per ton restfraktion, procent	1

Kilde: Oplysninger fra BIOSA og deres tyske samarbejdspartner samt reduktionsdata fra LCA'en.

7.6 Overførsler ved behandling af shredderaffald

Som beskrevet i afsnit 6.8 indregnes overførsler i de budgetøkonomiske opgørelser for at afspejle aktørernes incitamenter til at gennemføre behandlingen.

Overførsler ved behandling af deponeret shredderaffald

Tabel 28 indeholder en oversigt over transaktioner mellem de budgetøkonomiske aktører ved behandling af deponeret shredderaffald. Prisen på transport og biologisk behandling fastsættes, således, at transportvirksomhedernes og anlæggene til biologisk behandling får deres omkostninger dækket. Taksten for forbrænding og deponering er baseret på de gældende takster. Den pris sorteringsanlæg betaler for shredderaffaldet samt pyrolysetaksten fastsættes således, at aktørerne deler en eventuel gevinst eller tab ligeligt, som beskrevet i afsnit 6.8.

TABEL 28. OVERFØRSLER MELLEM BUDGETØKONOMISKE AKTØRER VED BEHANDLING AF DEPONERET SHREDDERAFFALD (FAKTORPRISER)

	Kr. per ton
Medbetaling for aflevering shredderaffald til sortering (1a)	309*
Forbrændingstakst (1a-1d)	420 ²
Pyrolysetakst (2a)	1010*
Deponeringstakst, farligt affald, eksklusive afgifter	233
Takst for biobehandling af shredderaffald (1d)	157*

Note 1: De overførsler, som ikke finder sted i dag er markeret med en stjerne. Disse overførsler varierer for de forskellige scenarier for at udligne gevinst/tab mellem de budgetøkonomiske aktører og er her angivet for scenarierne beskrevet i parentes.

Note 2: Ved denne forbrændingstakst vil et effektivt forbrændingsanlæg kunne opnå overskud ved at forbrænde shredderaffald: Eftersom forbrændingsanlæg skal hvile i sig selv, men dog har ret til en vis forrentning af deres kapitalinvesteringer, vil der på sigt kunne blive tale om, at taksten skal nedsættes således, at en større del af overskuddet omfordeles til forbrugerne. Denne omfordeling har dog ingen betydning for det samfundsøkonomiske resultat ud over, at der potentielt set kan opstå fremtidige markedsforvridningsgevinster. Denne relativt fjerne effekt er der dog set bort fra i den samfundsøkonomiske analyse.

Kilde: Forbrændingstakst og deponeringstakst er baseret på Dansk Affaldsforening, Dansk Industri og Dansk Energi (2013). Prisen for transport og biologisk behandling er sat, så disse aktører får dækket deres omkostninger.

Overførsler ved behandling af nyproduceret shredderaffald

Tabel 29 viser overførslerne ved behandling af nyproduceret shredderaffald. Prisen for biologisk behandling fastsættes så anlæggene til biologisk behandling får dækket deres omkostninger. Taksterne for forbrænding og deponering er baseret på de gældende takster.

TABEL 29. OVERFØRSLER MELLEM BUDGETØKONOMISKE AKTØRER VED BEHANDLING AF NYPRODUCERET SHREDDERAFFALD (FAKTORPRISER)

	Kr. per ton
Forbrændingstakst (2)	420
Pyrolysetakst (3)	765*
Deponeringstakst, farligt affald, eksklusive afgifter (1-3)	233
Takst for biobehandling af shredderaffald (1-3)	157*

Note: De overførsler, som ikke finder sted i dag er markeret med en stjerne.

Kilde: Forbrændingstakst og deponeringstakst er baseret på Dansk Affaldsforening, Dansk Industri og Dansk Energi (2013). Prisen for biologisk behandling er sat, så disse aktører får dækket deres omkostninger.

8. Resultater – deponeret shredderaffald

I dette kapitel sammenholdes de økonomiske effekter for de forskellige scenarier ved behandling af deponeret shredderaffald. Scenariet med den højeste samfundsøkonomiske værdi er det mest fordelagtige scenarie. Foruden en sammenligning af scenarierne gennemføres også en række følsomhedsanalyser, for at undersøge resultaternes afhængighed af de centrale forudsætninger og antagelser.

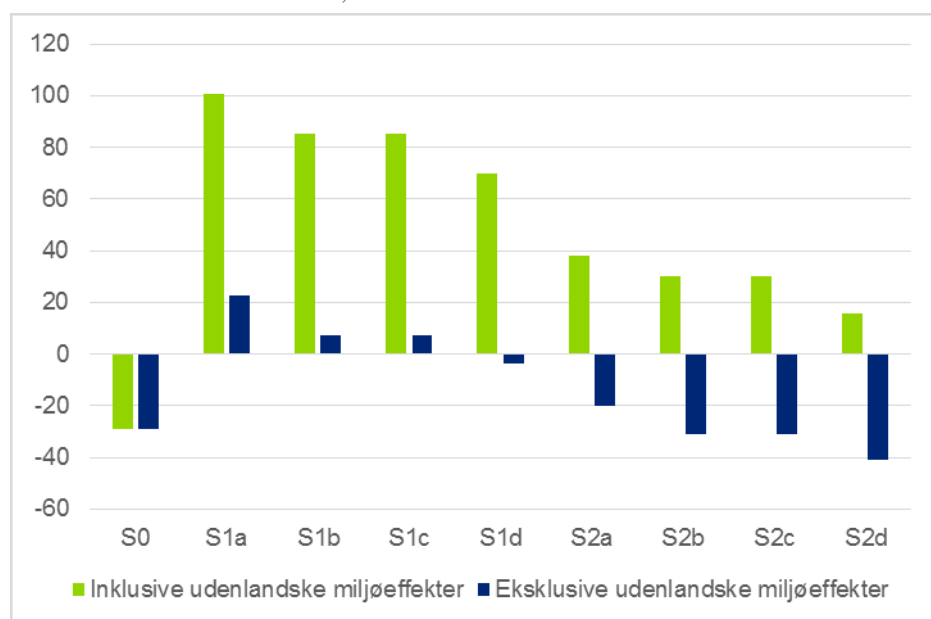
Opgørelsen af behandlingsomkostninger er forbundet med usikkerhed, eftersom de eksakte omkostninger i flere tilfælde ikke er kendt. Særligt sorteringsomkostningerne og omkostningerne til pyrolyse og forgasning er forbundet med stor usikkerhed, da der ikke foreligger reelle erfaringsdata for danske anlæg i fuld skala. Der er derfor gennemført følsomhedsanalyser for disse typer af omkostninger.

8.1 Sammenligning af scenariernes værdi

I dette afsnit præsenteres resultaterne af den samfundsøkonomiske analyse af behandling af deponeret shredderaffald, herunder værdien af de enkelte scenarier, budgetøkonomiske effekter og følsomhedsanalyser.

Figur 8 viser de annuierede samfundsøkonomiske effekter for de otte behandlingsscenarier for deponeret shredderaffald og nulscenariet, mens Tabel 30 viser de samfundsøkonomiske effekter af behandlingsscenarierne ift. nulscenariet. De samfundsøkonomiske effekter er angivet med og uden indregning af udenlandske miljøeffekter.

FIGUR 8. ANNUISEREDE ABSOLUTTE SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER VED BEHANDLING AF DEPONERET SHREDDERAFFALD, MIO. KR. PR. ÅR



TABEL 30. ANNUISEREDE RELATIVE SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER VED BEHANDLING AF DEPONERET SHREDDERAFFALD IFT. NULSCENARIET, MIO. KR. PER ÅR

Scenarie	Inklusive udenlandske effekter	Eksklusive udenlandske effekter
1a	129	52
1b	114	36
1c	114	36
1d	99	25
2a	67	9
2b	59	-2
2c	59	-2
2d	45	-12

Note: Positive værdier betyder, at scenariet har en højere samfundsøkonomisk værdi end nulscenariet, mens negative værdier betyder, at scenariet har en lavere samfundsøkonomisk værdi

Scenarie 1a, hvor shredderaffaldet opgraves, metal udsorteres og den forbrændingsegnete del medforbrændes i forbrændingsanlæg og restfraktionen gendeposeres, har den højeste samfundsøkonomiske værdi, uanset om de udenlandske miljøeffekter indregnes eller ej. Det betyder, at det er fordelagtigt at opgrave shredderaffaldet, men at det bedst kan betale sig kun at udsortere metallet fra det opgravede affald. Ekstraomkostningerne til udsortering af plast og glas står ikke mål med gevinsterne. Endvidere betyder det, at det er mere fordelagtigt at energiudnytte den forbrændingsegnete fraktion ved forbrænding end ved pyrolyse og forgasning.

Scenarie 1a, 1b, 1c, 1d og 2a er bedre end nulscenariet uanset om der indregnes udenlandske miljøeffekter. Pyrolysescenarierne 2b, 2c og 2d er bedre end nulscenariet, hvis der indregnes udenlandske miljøeffekter og ellers ringere end nulscenariet.

De enkelte scenarier beskrives mere indgående i det følgende, hvor der fokuseres på de samfundsøkonomiske effekter eksklusive udenlandske miljøeffekter og de budgetøkonomiske effekter.

Nulscenariet

I nulscenariet forbliver shredderaffaldet deponeret. De samfundsøkonomiske omkostninger består dermed af omkostninger til at drive deponiet, herunder løbende kontrol, administration og kapitalomkostninger, samt miljøeksternaliteter, bl.a. som følge af udsivning.

Deponierne er den eneste aktør, som påvirkes af nulscenariet og de budgetøkonomiske effekter er derfor nul for de øvrige aktører. Nulscenariet har heller ingen effekter på afgifter eller skatter, og der er derfor ingen påvirkning af de offentlige finanser eller forvridningseffekter.

Miljøeffekterne i LCA'en for nulscenariet er opgjort over en 100 årig periode, men uden en nærmere specifikation af tidsprofilen. I den samfundsøkonomiske vurdering er der beregnet en årlig effekt ud fra en antagelse om, at miljøeffekterne er konstante over den 100-årige periode.²² Den årlige effekt er indsat i hvert af de 16 år fra 2015 til 2030. Miljøeffekterne består af udvaskning, udsivning af gas samt drift af deponiet.

De samfundsøkonomiske konsekvenser af nulscenariet er angivet i Tabel 31. Omkostningerne ved deponering udgør 336 mio. kr., mens miljøeksternaliteterne i Danmark medfører en gevinst på 1

²² Der kan være tale om en svagt aftagende funktion, som følge af en faldende biologisk aktivitet. Uden en nærmere angivelse af udviklingen for miljøeffekterne fra LCA'en er der dog forudsat konstante effekter.

mio. kr. De samlede samfundsøkonomiske omkostninger udgør 338 mio. kr. svarende til 180 kr. per ton.

TABEL 31. SAMFUNDSØKONOMISKE OG BUDGETØKONOMISKE KONSEKVENSER AF NULSCENARIET (MIO. KR. MEDMINDRE ANDET ER ANGIVET)

	Faktorpriser	Køberpriser
Ressourceallokering	Deponierne	-254
Forvridningseffekt	Skatteforvridningseffekt	-
Miljøeksternaliteter	Danmark	-1
	Udlandet	-1
Samlet samfunds- økonomisk effekt i DK	Nutidsværdi	-338
	Nutidsværdi (kr./ton)	-180
	Annuiseret nutidsværdi (mio. kr. per år)	-29

Note: Positivt fortegn angiver gevinster, mens negativt fortegn betyder, at der er tale om en omkostning.

Scenarie 1a

I scenarie 1a opgraves og neddeles shredderaffaldet på deponiet. Restfraktionen på mindre end 4 mm gendeponeres. De øvrige fraktioner udsorteres for metaller og energiudnyttes herefter på et forbrændingsanlæg. Slaggen fra forbrænding sorteres for metaller og anvendes derefter i vejanlæg, mens flyveasken deponeres i Tyskland eller Norge.

Scenarie 1a har økonomiske konsekvenser for følgende aktører, hvor de budgetøkonomiske effekter opgøres:

- Deponier
- Sorteringsanlæg
- Forbrændingsanlæg
- Transportvirksomheder
- De offentlige finanser

De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive overførsler mellem de forskellige aktører, herunder forbrændingstakst. Dette er gjort for at vise de reelle omkostninger for de forskellige aktører. Overførslerne indregnes i de budgetøkonomiske opgørelser, som skal afspejle de aktørernes økonomiske incitamenter. Afgifter og skatter behandles som de øvrige overførsler med den forskel, at forvridningseffekten medtages under de samfundsøkonomiske effekter. De offentlige finanser optræder altså kun i den budgetøkonomiske opgørelse.

De samfundsøkonomiske konsekvenser af scenarie 1a sammenlignet med nulscenariet er angivet i Tabel 32. Den samlede samfundsøkonomiske gevinst udgør 596 mio. kr., hvilket svarer til 319 kr. per ton.

Deponiernes omkostninger er større end i nulscenariet pga. omkostninger til opgravning, sigtning og gendeponering. Sorteringsanlæggene har en gevinst fordi værdien af de udsorterede metaller overstiger sorteringsomkostningerne. Forbrændingsanlæggene har også en gevinst, da indtægterne fra el- og varmeproduktion overstiger driftsomkostninger og anlægsinvesteringer. Transportvirksomhederne har en omkostning til transport af det deponerede shredderaffald mellem deponi, sorteringsanlæg og forbrændingsanlæg.

Der er en positiv forvridningseffekt på 5 mio. kr. som skyldes øgede indtægter fra transport- og forbrændingsafgifter.

Miljæksternaliteterne har en positiv værdi på 51 mio. kr. i Danmark. Miljøeffekterne i Danmark skyldes primært fortrængt kulbaseret energiproduktion. Miljøeffekterne i udlandet skyldes især mindre forsurening og genanvendelse af metaller, som erstatter produktion af jomfruelige metaller.

TABEL 32. RELATIVE SAMFUNDSØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIE 1A SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR. MEDMINDRE ANDET ER ANGIVET)

		Faktorpriser	Køberpriser
Ressourceallokering	Deponierne	-45	-60
	Sorteringsvirksomheder	161	213
	Forbrændingsanlæg	348	461
	Transportvirksomheder	-56	-74
Forvridningseffekt	Skatteforvridningseffekt	4	5
Miljæksternaliteter	Danmark		51
	Udlandet		943
Samlet samfunds- økonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		596
	Nutidsværdi (kr./ton)		319
	Annueret nutidsværdi (mio. kr. per år)		51

Note: Tabellen viser forskelle til nulscenariet. Ressourceallokeringen er opgjort eksklusive overførsler mellem aktørerne, som fx forbrændingstakst og afgiftsbetaling, og er et udtryk for nettoproduktionsomkostningerne, hvor værdien af udsorterede metaller/materialer samt den producerede energi er modregnet. Forvridningseffekten af afgiftsbetalinger er dog indregnet bortset fra effekten af tilbageførsel af deponeringsafgift, jf. antagelserne i afsnit 6.2. For den samlede samfundsøkonomiske effekt i Danmark, er nutidsværdier angivet eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Tabel 33 viser de budgetøkonomiske konsekvenser af scenarie 1a. Deponierne og sorteringsvirksomhederne har et samlet tab på 4 mio. kr., hvilket er et helt marginalt tab pr. år. Det forudsættes, at de to aktører deler tabet ligeligt. Hvorvidt deponier og sorteringsvirksomheder samlet set har et tab eller en gevinst afhænger i høj grad af forudsætningen om tilbageførsel af deponeringsafgift, som det fremgår af kapitel 9. Forbrændingsanlæggene har en samlet gevinst fordi indtjeningen fra den producerede el og varme samt forbrændingstaksten overstiger omkostninger og afgiftsbetalinger. Transportvirksomhederne får dækket deres omkostninger af de øvrige aktører.

TABEL 33. BUDGETØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIE 1A SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Deponierne	-2
Sorteringsvirksomhederne	-2
Forbrændingsanlæg	299
Transportvirksomheder	0
Sum af budgetøkonomiske effekter ekskl. offentligt provenu	295

Note: De budgetøkonomiske effekter i tabellen er opgjort inklusive overførsler, dvs. betalinger for ydelser mellem de viste aktører samt direkte afgiftsoverførsler mellem aktørerne og de offentlige finanser. Påvirkningen af det offentlige provenu er dog ikke vist i denne tabel.

Tabel 34 viser påvirkningen af det offentlige provenu. Samlet set reduceres det offentlige provenu med 124 mio. kr., hvilket skyldes provenupåvirkningen af den reducerede afgiftsbetaling fra de marginale fjernvarmeproducenter og tilbageførslen af deponeringsafgift.²³

TABEL 34. PÅVIRKNING AF OFFENTLIGT PROVENU I SCENARIO 1A SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Tilbageførsel af deponeringsafgift (ekskl. modregning af skatteeffekter fra trekantsgevinst)	-144
Forbrændingsafgift	342
Miljø- og transportafgifter	-86
Afgiftsbetaling fra marginale fjernvarmeproducenter	-236
Samlet påvirkning af offentligt provenu	-124

I LCA'en er miljøeffekterne af scenario 1a opgjort som effekten af at opgrave og behandle 1 ton shredderaffald, som i den samfundsøkonomiske beregningsmodel er skaleret med de opgravede mængder, som er angivet i afsnit 7.2. Da der er antaget en specifik profil for opgravningen af shredderaffaldet (jf. afsnit 7.2), vil der indtil 2030 være deponeret shredderaffald, som endnu ikke er gravet op og som vil have miljøeffekter svarende til dem i nulscenariet. Disse miljøeffekter er medtaget i opgørelsen af miljøeksternaliteterne i scenario 1a-2d indtil affaldet opgraves, ligesom omkostningerne til fortsat deponering indgår i den samfundsøkonomiske effekt for deponierne.

Scenario 1b

I scenario 1b udsorteres også plastik fra shredderaffaldet, men ellers er scenariet identisk med scenario 1a. De budgetøkonomiske effekter opgøres derfor for de samme aktører som i scenario 1a. De samfundsøkonomiske konsekvenser af scenario 1b er angivet i Tabel 35. Den samlede samfundsøkonomiske gevinst er 416 mio. kr. sammenlignet med nulscenariet.

Den samfundsøkonomiske gevinst ved udsortering er mindre end i scenario 1a, da omkostningerne til udsortering af plastik er større end indtægterne. Der er også en mindre samfundsøkonomisk gevinst ved forbrænding fordi plastik ikke længere energiudnyttes. Af samme grund er den negative forvridningseffekt mindre end i 1a, da mindre kulbaseret energiproduktion erstattes og tabet i afgifter fra disse overstiger afgiftsbetalingen fra forbrændingsanlæg. Værdien af miljøeksternaliteterne er lidt mindre for Danmark sammenlignet med i scenario 1a, hvilket skyldes et større energiforbrug til udsortering af plastik og mindre substitution af kulkraft. Værdien er lidt større for udlandet, hvilket skyldes, at processerne for genanvendelse af plastik tilskrives udlandet i den gennemførte LCA.

²³ En af aktørerne har bemærket, at nedgangen i det statslige afgiftsprovenu vil være væsentligt mindre, eller endda positivt, i den aktuelle situation, hvor en række forbrændingsanlæg anvender biomasse for at udnytte deres kapacitet fuldt ud. Det betyder ifølge aktøren, at forbrænding af shredderaffald under de nuværende forhold ikke ville erstatte energiproduktion fra marginale varmeproducenter, men derimod energiproduktion i biomassekraftværker, der er afgiftsfritaget, hvorfor staten ikke mister afgifter herfra. Deloitte's beregning af afgiftsprovenuet er imidlertid foretaget ud fra en langsigtet betragtning, hvor forbrændingskapaciteten er tilpasset til affaldsmængderne inklusive nettoaffaldsimport, og hvor der derfor vil skulle etableres ny kapacitet til forbrænding af shredderaffald, som derfor vil erstatte den til enhver tid gældende marginale energiproduktion (se Bilag 1). Tabet i offentligt skatteprovenu vil således reelt være lavere end det opgjorte, når der korrigeres herfor.

TABEL 35. RELATIVE SAMFUNDSØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIE 1B (MIO. KR. MEDMINDRE ANDET ER ANGIVET)

	Deponierne	Faktorpriser	Køberpriser
Ændringer i ressourceallokeringen	Deponierne	-45	-60
	Sorteringsvirksomheder	96	127
	Forbrændingsanlæg	283	375
	Transportvirksomheder	-56	-74
Forvridningseffekt	Skatteforvridningseffekt	3	4
Miljøeksternaliteter	Danmark		44
	Udlandet		955
Samlet samfunds-økonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		416
	Nutidsværdi (kr./ton)		222
	Annuiseret nutidsværdi (mio. kr. per år)		36

Note: Tabellen viser forskelle til nulscenariet. Ressourceallokeringen er opgjort eksklusive overførsler mellem aktørerne, som fx forbrændingstakst og afgiftsbetaling, og er et udtryk for nettoproduktionsomkostningerne, hvor værdien af udsorterede metaller/materialer samt den producerede energi er modregnet. Forvridningseffekten af afgiftsbetalinger er dog indregnet bortset fra effekten af tilbageførsel af deponeringsafgift, jf. antagelserne i afsnit 6.2. For den samlede samfundsøkonomiske effekt i Danmark, er nutidsværdier angivet eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Tabel 36 viser de budgetøkonomiske konsekvenser af scenarie 1b. Deponierne og sorteringsvirksomhederne har et større tab end i 1a fordi de ekstra omkostninger til sortering af plast ikke dækkes af indtjeningen. Forbrændingsanlæggene har også en mindre gevinst end i scenarie 1a fordi de ikke længere kan energiudnytte plastikken. Den negative effekt på det offentlige provenu er mindre end i scenarie 1a fordi mindre marginal energiproduktion erstattes af forbrænding af shredderaffald.

TABEL 36. BUDGETØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIE 1B SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Deponierne	-27
Sorteringsvirksomhederne	-27
Forbrændingsanlæg	252
Transportvirksomheder	0
Sum af budgetøkonomiske effekter ekskl. offentligt provenu	197

Note: De budgetøkonomiske effekter i tabellen er opgjort inklusive overførsler, dvs. betalinger for ydelser mellem de viste aktører samt direkte afgiftsoverførsler mellem aktørerne og statskassen (de offentlige finanser). Påvirkningen af det offentlige provenu er dog ikke vist i denne tabel.

Tabel 37 viser påvirkningen af det offentlige provenu. Samlet set reduceres det offentlige provenu med 129 mio. kr., hvilket skyldes provenupåvirkningen af den reducerede skattebetaling fra de marginale fjernvarmeproducenter og tilbageførslen af deponeringsafgift (se note 18).

TABEL 37. PÅVIRKNING AF OFFENTLIGT PROVENU I SCENARIO 1B SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Tilbageførsel af deponeringsafgift (ekskl. modregning af skatteeffekter fra trekantsgevinst)	-144
Forbrændingsafgift	302
Miljø- og transportafgifter	-78
Afgiftsbetaling fra marginale fjernvarmeproducenter	-209
Samlet påvirkning af offentligt provenu	-129

Scenario 1c

Forskellen mellem scenario 1c og 1b består af, at der i scenario 1c også udsorteres glas. Mængderne af glas i shredderaffaldet er meget små og forskellen mellem de to scenarier er derfor meget lille.

Den samlede samfundsøkonomiske gevinst udgør 411 mio. kr. eller 220 kr. per ton. Værdien er lidt lavere end i scenario 1b hvilket skyldes, at de positive miljøeffekter ved udsortering af glas ikke opvejer de øgede omkostninger til udsortering og omkostninger til bortskaffelse af glasset.

TABEL 38. RELATIVE SAMFUNDSØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 1C (MIO. KR. MEDMINDRE ANDET ER ANGIVET)

	Deponierne	Faktorpriser	Køberpriser
Ændringer i ressourceallokeringen	Deponierne	-45	-60
	Sorteringsvirksomheder	92	122
	Forbrændingsanlæg	283	375
	Transportvirksomheder	-56	-74
Forvridningseffekt	Skatteforvridningseffekt	3	4
Miljøeksternaliteter	Danmark		44
	Udlandet		957
Samlet samfundsøkonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		411
	Nutidsværdi (kr./ton)		220
	Annuiseret nutidsværdi (mio. kr. per år)		36

Note: Tabellen viser forskelle til nulscenariet. Ressourceallokeringen er opgjort eksklusive overførsler mellem aktørerne, som fx forbrændingstakst og afgiftsbetaling, og er et udtryk for nettoproduktionsomkostningerne, hvor værdien af udsorterede metaller/materialer samt den producerede energi er modregnet. Forvridningseffekten af afgiftsbetalinger er dog indregnet bortset fra effekten af tilbageførsel af deponeringsafgift, jf. antagelserne i afsnit 6.2. For den samlede samfundsøkonomiske effekt i Danmark, er nutidsværdier angivet eksklusive udenlandske miljøeffekter.

De budgetøkonomiske omkostninger for deponier og sorteringsvirksomheder er marginalt større i scenario 1c sammenlignet med scenario 1b, jf.

Tabel 39.

TABEL 39. BUDGETØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 1C SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Deponierne	-29
Sorteringsvirksomhederne	-29

Forbrændingsanlæg	252
Transportvirksomheder	0
Sum af budgetøkonomiske effekter ekskl. offentligt provenu	194

Note: De budgetøkonomiske effekter i tabellen er opgjort inklusive overførsler, dvs. betalinger for ydelser mellem de viste aktører samt direkte afgiftsoverførsler mellem aktørerne og statskassen (de offentlige finanser). Påvirkningen af det offentlige provenu er dog ikke vist i denne tabel.

Tabel 40 viser påvirkningen af det offentlige provenu, som er uændret ift. scenarie 1b.

TABEL 40. PÅVIRKNING AF OFFENTLIGT PROVENU I SCENARIO 1C SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Tilbageførsel af deponeringsafgift (ekskl. modregning af skatteeffekter fra trekantsgevinst)	-144
Forbrændingsafgift	302
Miljø- og transportafgifter	-78
Afgiftsbetaling fra marginale fjernvarmeproducenter	-209
Samlet påvirkning af offentligt provenu	-129

Scenarie 1d

I scenarie 1d gennemgår restfraktionen biologisk behandling inden den gendeposeres. De samfundsøkonomiske og budgetøkonomiske effekter opgøres derfor også for anlæg til biologisk behandling.

TABEL 41. RELATIVE SAMFUNDSØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 1D SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR. MEDMINDRE ANDET ER ANGIVET)

	Deponierne	Faktorpriser	Køberpriser
Ændringer i ressourceallokeringen	Deponierne	-44	-59
	Sorteringsvirksomheder	92	122
	Forbrændingsanlæg	283	375
	Biologisk behandling	-88	-117
	Transportvirksomheder	-56	-74
Forvridningseffekt	Skatteforvridningseffekt	3	4
Miljøeksternaliteter	Danmark		32
	Udlandet		906
Samlet samfundsøkonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		284
	Nutidsværdi (kr./ton)		152
	Annuiseret nutidsværdi (mio. kr. per år)		24

Note: Tabellen viser forskelle til nulscenariet. Ressourceallokeringen er opgjort eksklusive overførsler mellem aktørerne, som fx forbrændingstakst og afgiftsbetaling, og er et udtryk for nettoproduktionsomkostningerne, hvor værdien af udsorterede metaller/materialer samt den producerede energi er modregnet. Forvridningseffekten af afgiftsbetalinger er dog indregnet bortset fra effekten af tilbageførsel af deponeringsafgift, jf. antagelserne i afsnit 6.2. For den samlede samfundsøkonomiske effekt i Danmark, er nutidsværdier angivet eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Den samlede samfundsøkonomiske gevinst udgør 284 mio. kr. svarende til 152 kr. per ton, som angivet i Scenarie 1d er samfundsøkonomisk ringere end scenarie 1c fordi den marginale gevinst ved at deponere mindre ikke opvejer de betydelige omkostninger til biologisk behandling. Miljøeffekterne er lidt mindre end i scenarie 1c fordi den biologiske behandling accelerer nedbrydningen af organisk materiale, hvilket forringer miljøeffekterne inden for tidshorisonten.

Omkostningerne ved biologisk behandling dækkes af deponierne og sorteringsvirksomhederne, hvorfor deres tab er større end i scenarie 1c, jf. Tabel 42.

TABEL 42. BUDGETØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 1D SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Deponierne	-73
Sorteringsvirksomhederne	-73
Forbrændingsanlæg	252
Biologisk behandling	0
Transportvirksomheder	0
Sum af budgetøkonomiske effekter ekskl. offentligt provenu	106

Note: De budgetøkonomiske effekter i tabellen er opgjort inklusive overførsler, dvs. betalinger for ydelser mellem de viste aktører samt direkte afgiftsoverførsler mellem aktørerne og statskassen. Påvirkningen af det offentlige provenu er dog ikke vist i denne tabel.

Tabel 43 viser påvirkningen af det offentlige provenu, som er uændret ift. scenarie 1b og 1c.

TABEL 43. PÅVIRKNING AF OFFENTLIGT PROVENU I SCENARIO 1D SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Tilbageførsel af deponeringsafgift (ekskl. modregning af skatteeffekter fra trekantsgevinst)	-144
Forbrændingsafgift	302
Miljø- og transportafgifter	-78
Afgiftsbetaling fra marginale fjernvarmeproducenter	-209
Samlet påvirkning af offentligt provenu	-129

Scenarie 2a

Scenarie 2a ligner scenarie 1a, men i stedet for forbrænding, energiudnyttes shredderaffaldet ved pyrolyse og forgasning. De budgetøkonomiske effekter opgøres for følgende aktører:

- Deponier
- Sorteringsanlæg
- Pyrolyse- og forgasningsanlæg
- Transportvirksomheder
- De offentlige finanser

Scenarie 2a medfører et samfundsøkonomisk gevinst på 95 mio. kr. svarende til 51 kr. per ton. De samfundsøkonomiske omkostninger til deponering er større end i scenarie 1a fordi koksasken fra pyrolyse- og forgasningsprocessen forudsættes deponeret på danske deponier. Der er et samfundsøkonomisk tab ved pyrolyse og forgasning på 19 mio. kr. fordi de samlede indtægter fra de udsorterede metaller og den producerede varme ikke dækker omkostningerne til driften af pyrolyseanlægget. Miljøksteraliteterne for Danmark er positive.

TABEL 44. RELATIVE SAMFUNDSØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 2A (MIO. KR. MEDMINDRE ANDET ER ANGIVET)

	Deponierne	Faktorpriser	Køberpriser
Ændringer i ressourceallokeringen	Deponierne	-66	-87
	Sorteringsvirksomheder	161	213
	Pyrolyse- og forgasningsanlæg	-15	-19
	Transportvirksomheder	-56	-74
Forvridningseffekt	Skatteforvridningseffekt	42	55
Miljøeksternaliteter	Danmark		7
	Udlandet		713
Samlet samfunds-økonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		95
	Nutidsværdi (kr./ton)		51
	Annueret nutidsværdi (mio. kr. per år)		8

Note: Tabellen viser forskelle til nulscenariet. Ressourceallokeringen er opgjort eksklusive overførsler mellem aktørerne, som fx forbrændingstakst og afgiftsbetaling, og er et udtryk for nettoproduktionsomkostningerne, hvor værdien af udsorterede metaller/materialer samt den producerede energi er modregnet. Forvridningseffekten af afgiftsbetalinger er dog indregnet bortset fra effekten af tilbageførsel af deponeringsafgift, jf. antagelserne i afsnit 6.2. For den samlede samfundsøkonomiske effekt i Danmark, er nutidsværdier angivet eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Tabel 45 viser de budgetøkonomiske konsekvenser af scenario 2a. Der er et samlet tab for deponier, sorteringsvirksomheder og anlæg til pyrolyse og forgasning, som det forudsættes, at de tre aktører deler ligeligt.

TABEL 45. BUDGETØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 2A SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Deponierne	-95
Sorteringsvirksomhederne	-95
Pyrolyse- og forgasningsanlæg	-95
Transportvirksomheder	0
Sum af budgetøkonomiske effekter ekskl. offentligt provenu	-285

Note: De budgetøkonomiske effekter i tabellen er opgjort inklusive overførsler, dvs. betalinger for ydelser mellem de viste aktører samt direkte afgiftsoverførsler mellem aktørerne og statskassen (de offentlige finanser). Påvirkningen af det offentlige provenu er dog ikke vist i denne tabel.

Tabel 46 viser påvirkningen af det offentlige provenu. I scenario 2a produceres mere varme end i scenario 1a og de samlede pyrolyseafgifter er dermed større end de samlede forbrændingsafgifter i scenario 1a. På den anden side er den reducerede afgiftsbetaling fra de marginale fjernvarmeproducenter også større. Der gælder de samme forhold som for forbrænding, hvis pyrolyse erstatter vind eller biomasse jf. note 18.

TABEL 46. PÅVIRKNING AF OFFENTLIGT PROVENU I SCENARIE 2A SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Tilbageførsel af deponeringsafgift (ekskl. modregning af skatteeffekter fra trekantsgevinst)	-144
Deponeringsafgift	59
Pyrolyseafgift	353
Miljø- og transportafgifter	41
Afgiftsbetaling fra marginale fjernvarmeproducenter	-244
Samlet påvirkning af offentligt provenu	65

Scenarie 2b

I scenarie 2b udsorteres også plastik fra shredderaffaldet, men ellers er scenariet identisk med scenarie 2a. De budgetøkonomiske effekter opgøres derfor for de samme aktører som i scenarie 2a.

De samlede samfundsøkonomiske omkostninger udgør 34 mio. kr. Gevinsten ved sortering er mindre end i scenarie 2a, fordi udsorteringen af plastik ikke kan betale sig. Tabet ved pyrolyse bliver større fordi plastikken ikke energiudnyttes.

TABEL 47. RELATIVE SAMFUNDSØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIE 2B (MIO. KR. MEDMINDRE ANDET ER ANGIVET)

	Deponierne	Faktorpriser	Køberpriser
Ændringer i ressourceallokeringen	Deponierne	-65	-87
	Sorteringsvirksomheder	96	127
	Pyrolyse- og forgasningsanlæg	-41	-55
	Transportvirksomheder	-56	-74
Forvridningseffekt	Skatteforvridningseffekt	38	50
Miljøeksternaliteter	Danmark		5
	Udlandet		763
Samlet samfundsøkonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		-34
	Nutidsværdi (kr./ton)		-18
	Annuiseret nutidsværdi (mio. kr. per år)		-3

Note: Tabellen viser forskelle til nulscenariet. Ressourceallokeringen er opgjort eksklusive overførsler mellem aktørerne, som fx forbrændingstakst og afgiftsbetaling, og er et udtryk for nettoproduktionsomkostningerne, hvor værdien af udsorterede metaller/materialer samt den producerede energi er modregnet. Forvridningseffekten af afgiftsbetalinger er dog indregnet bortset fra effekten af tilbageførsel af deponeringsafgift, jf. antagelserne i afsnit 6.2. For den samlede samfundsøkonomiske effekt i Danmark, er nutidsværdier angivet eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Den lavere værdi ved sortering afspejler sig også i de budgetøkonomiske konsekvenser for deponier, sorteringsvirksomheder og pyrolyseanlæg, som alle tre får et større tab end i scenarie 2a, jf. Tabel 48.

TABEL 48. BUDGETØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 2B SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Deponierne	-109
Sorteringsvirksomhederne	-109
Pyrolyse- og forgasningsanlæg	-109
Transportvirksomheder	0
Sum af budgetøkonomiske effekter ekskl. offentligt provenu	-326

Note: De budgetøkonomiske effekter i tabellen er opgjort inklusive overførsler, dvs. betalinger for ydelser mellem de viste aktører samt direkte afgiftsoverførsler mellem aktørerne og de offentlige finanser, herunder tilbageførsel af deponeringsafgift. Påvirkningen af det offentlige provenu er dog ikke vist i denne tabel.

Det offentlige provenu er lidt mindre end i scenario 2a fordi plastik ikke energi-udnyttes og den tabte afgiftsbetaling fra pyrolyse- og forgasningsværkerne derfor er mindre, jf. Tabel 49.

TABEL 49. PÅVIRKNING AF OFFENTLIGT PROVENU I SCENARIO 2B SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Tilbageførsel af deponeringsafgift (ekskl. modregning af skatteeffekter fra trekantsgevinst)	-144
Deponeringsafgift	58
Pyrolyseafgift	314
Miljø- og transportafgifter	34
Afgiftsbetaling fra marginale fjernvarmeproducenter	-217
Samlet påvirkning af offentligt provenu	44

Scenario 2c

I scenario 2c udsorteres metal, plast og glas. De samlede samfundsøkonomiske omkostninger udgør 36 mio. kr. Omkostningerne er lidt større end i scenario 2b, pga. omkostningerne til udsortering af glas. Forskellene mellem scenario 2b og 2c er dog meget små.

TABEL 50. RELATIVE SAMFUNDØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 2C (MIO. KR. MEDMINDRE ANDET ER ANGIVET)

	Deponierne	Faktorpriser	Køberpriser
Ændringer i ressourceallokeringen	Deponierne	-65	-86
	Sorteringsvirksomheder	92	122
	Pyrolyse- og forgasningsanlæg	-40	-52
	Transportvirksomheder	-56	-74
Forvridningseffekt	Skatteforvridningseffekt	38	50
Miljøeksternaliteter	Danmark		5
	Udlandet		763
Samlet samfundsøkonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		-36
	Nutidsværdi (kr./ton)		-19
	Annueret nutidsværdi (mio. kr. per år)		-3

Note: Tabellen viser forskelle til nulscenariet. Ressourceallokeringen er opgjort eksklusive overførsler mellem aktørerne, som fx forbrændingstakst og afgiftsbetaling, og er et udtryk for nettoproduktionsomkostningerne, hvor værdien af udsorterede metaller/materialer samt den producerede energi er modregnet. Forvridningseffekten af afgiftsbetalinger er dog indregnet bortset fra effekten af tilbageførsel af deponeringsafgift, jf. antagelserne i afsnit 6.2. For den samlede samfundsøkonomiske effekt i Danmark, er nutidsværdier angivet eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Effekten af at udsortere glas er så lille, at de budgetøkonomiske effekter er stort set uændrede ift. scenarie 2b, jf. Tabel 51. Påvirkningen af det offentlige provenu er uændret ift. scenarie 2b.

TABEL 51. BUDGETØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 2C SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Deponierne	-110
Sorteringsvirksomhederne	-110
Pyrolyse- og forgasningsanlæg	-110
Transportvirksomheder	0
Sum af budgetøkonomiske effekter ekskl. offentligt provenu	-330

Note: De budgetøkonomiske effekter i tabellen er opgjort inklusive overførsler, dvs. betalinger for ydelser mellem de viste aktører samt direkte afgiftsoverførsler mellem aktørerne og statskassen (de offentlige finanser). Påvirkningen af det offentlige provenu er dog ikke vist i denne tabel.

Scenarie 2d

I scenarie 2d gennemgår restfraktionen biologisk behandling inden gendeponering. De budgetøkonomiske effekter opgøres derfor også for anlæg til biologisk behandling.

De samlede samfundsøkonomiske omkostninger er 141 mio. kr. eller 75 kr. per ton. Den centrale forskel ift. scenarie 2c er, at der er omkostninger på 117 mio. kr. forbundet med den biologiske behandling (drift og etablering af anlæg). Miljøgevinsterne er omtrent på samme niveau som i 2c.

TABEL 52. RELATIVE SAMFUNDØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 2D (MIO. KR. MEDMINDRE ANDET ER ANGIVET)

Deponierne	Deponierne	Faktorpriser	Køberpriser
Ændringer i ressourceallokeringen	Deponierne	-64	-85
	Sorteringsvirksomheder	92	122
	Pyrolyse- og forgasningsanlæg	-40	-52
	Biologisk behandling	-88	-117
	Transportvirksomheder	-56	-74
Forvridningseffekt	Skatteforvridningseffekt	38	50
Miljøeksternaliteter	Danmark		3
	Udlandet		694
Samlet samfundsøkonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		-154
	Nutidsværdi (kr./ton)		-82
	Annuiseret nutidsværdi (mio. kr. per år)		-13

Note: Tabellen viser forskelle til nulscenariet. Ressourceallokeringen er opgjort eksklusive overførsler mellem aktørerne, som fx forbrændingstakst og afgiftsbetaling, og er et udtryk for nettoproduktionsomkostningerne, hvor værdien af udsorterede metaller/materialer samt den producerede energi er modregnet. Forvridningseffekten af afgiftsbetalinger er dog indregnet bortset fra effekten af tilbageførsel af

deponeringsafgift, jf. antagelserne i afsnit 6.2. For den samlede samfundsøkonomiske effekt i Danmark, er nutidsværdier angivet eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Omkostningerne til biologiske behandling dækkes af deponier, sorteringsvirksomheder og pyrolyseanlæg, som derfor har en ringere budgetøkonomisk effekt end i scenarie 2c, jf. Tabel 53. Påvirkningen af det offentlige provenu er uændret i forhold til scenarie 2b.

TABEL 53. BUDGETØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 2D SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Deponierne	-139
Sorteringsvirksomhederne	-139
Pyrolyse- og forgasningsanlæg	-139
Biologisk behandling	0
Transportvirksomheder	0
Sum af budgetøkonomiske effekter ekskl. offentligt provenu	-417

Note: De budgetøkonomiske effekter i tabellen er opgjort inklusive overførsler, dvs. betalinger for ydelser mellem de viste aktører samt direkte afgiftsoverførsler mellem aktørerne og statskassen (de offentlige finanser). Påvirkningen af det offentlige provenu er dog ikke vist i denne tabel.

8.2 Oversigt over de gennemførte følsomhedsanalyser

Der er gennemført en række følsomhedsanalyser for at undersøge robustheden af resultaterne mht. deponeret shredderaffald over for de centrale forudsætninger og antagelser. I følsomhedsanalyserne fokuseres på de samfundsøkonomiske effekter eksklusive udenlandske miljøeffekter, mens budgetøkonomiske konsekvenser kommenteres hvor det vurderes relevant.

I LCA'en er der gennemført en række følsomhedsanalyser, hvor de mest relevante videreføres i den samfundsøkonomiske analyse. Tabel 54 indeholder en oversigt over følsomhedsanalyserne fra LCA'en samt en angivelse af om de videreføres. I LCA'en er følsomhedsanalyserne gennemført for scenarie 1d og 2d, og det er derfor ikke muligt at gennemføre disse følsomhedsanalyser for andre scenarier i SØK'en, hvis der skal være konsistens mellem økonomiske og miljømæssige effekter. Det betyder, at scenarie 1d kommer til at repræsentere case 1 (forbrænding) i disse scenarier, selvom scenarie 1a er samfundsøkonomisk bedre end 1d under hovedantagelserne, mens scenarie 2d repræsenterer case 2 (pyrolyse).

TABEL 54. FØLSOMHEDSANALYSER GENNEMFØRT I LCA'EN

Følsomhedsanalyse	Videreføres i SØK
Metalindhold	x
Variation af oxideringsgrad	x
Genanvendelse af plast	x
Sorteringseffektivitet	x
Effektivitet af energiudnyttelse på forbrændingsanlæg	
Elproduktion fra pyrolyse	
Pyrolyse før sortering	x
Transportafstand	
Gasopsamling på deponier	
Gas som brændsel for marginal elproduktion	x
Naturgasfyr som marginal varmeproduktion	x

De fire følsomhedsanalyser fra LCA'en, som ikke videreføres er effektivitet af energiudnyttelse på forbrændingsanlæg, elproduktion fra pyrolyse, transportafstand og gasopsamling på deponier. Effektiviteten af energiudnyttelsen på forbrændingsanlæg og elproduktion af pyrolyse udelades, da de foreslåede ændringer ikke forventes at kunne ændre på den økonomiske rangorden. Følsomhedsanalysen af transport i LCA'en beregner hvor stor en afstand shredderaffaldet skal transporteres for at CO₂-gevinsten ved mindre deponering og erstatning af marginal kulkraft udlignes af øget udledning fra transport. Analysen tager således ikke højde for effekterne på de øvrige miljømæssige eller økonomiske parametre og er derfor ikke interessant i et økonomisk perspektiv, mens gasopsamling på deponier udelades pga. forventning om minimal økonomisk effekt.

Foruden følsomhedsanalyserne fra LCA'en gennemføres en række analyser af betydningen af de centrale forudsætninger og antagelser i udarbejdelsen af SØK'en. De økonomiske følsomhedsanalyser gennemføres for det foretrukne scenarie (1a) og for de scenarier, hvor det vurderes relevant:

- Hvis følsomhedsanalysen påvirker forbrænding og pyrolyse forskelligt gennemføres analysen for scenarie 1a og 2a, som er de bedste scenarier for henholdsvis case 1 og case 2. Et eksempel på en sådan følsomhedsanalyse er ændrede omkostninger ved pyrolyse.
- Hvis følsomhedsanalysen også påvirker scenarie a, b, c og d forskelligt gennemføres følsomhedsanalysen for scenarie 1a, 1b og 2a. Et eksempel på en sådan følsomhedsanalyse er de miljøøkonomiske beregningspriser.
- Hvis følsomhedsanalysen påvirker alle behandlingsscenarier symmetrisk, så det kun er beslutningen om at opgrave og behandle shredderaffaldet der påvirkes, gennemføres følsomhedsanalysen kun for scenarie 1a. Et eksempel kan være en følsomhedsanalyse af sorteringsomkostningerne ved metal, da metal udsorteres i alle behandlingsscenarier.

Følsomhedsanalyserne af de centrale økonomiske parametre og forudsætninger er angivet i Tabel 55 sammen med en angivelse af hvilke scenarier de gennemføres for.

TABEL 55. FØLSOMHEDSANALYSER AF CENTRALE FORUDSÆTNINGER I SØK'EN

Følsomhedsanalyse	Gennemføres for følgende scenarier
Miljøøkonomiske beregningspriser	1a, 1b, 2a
Omkostninger ved sortering	1a
Anlægs- og driftsomkostninger ved pyrolyse og forgasning	1a, 2a
Prisen på el, varme og metaller	1a, 2a
Marginale omkostninger for forbrændingsanlæg	1a, 2a
Højere omkostning ved CO ₂ -udledning fra den kvotebelagte sektor	1a, 2a
Tabt fortjeneste for marginale el- og varmeproducenter	1a, 1b

I tabel 56 er angivet en oversigt over hvilket scenarie, der er det samfundsøkonomisk foretrukne scenarie under de forskellige følsomhedsanalyser. De miljømæssige følsomhedsanalyser er kun gennemført for scenarie 1d og 2d i livscyklusanalysen og kan derfor kun bruges til at bestemme rangordenen mellem case 1 og 2 og ikke mellem de enkelte scenarier.

TABEL 56. OVERSIGT OVER DE SAMFUNDSØKONOMISK FORETRUKNE SCENARIE UNDER DE ØKONOMISKE FØLSOMHEDSANALYSER

Type	Følsomhedsanalyse	Det foretrukne scenarie
Hovedantagelse	Hovedantagelse	Scenarie 1a
Miljømæssig	Metalindhold	Case 1
-	Variation af oxideringsgrad	Case 1
-	Genanvendelse af plast	Case 1
-	Sorteringseffektivitet	Case 1
-	Pyrolyse før sortering	Case 1
-	Gas som brændsel for marginal elproduktion	Case 1
-	Naturgasfyr som marginal varmeproduktion	Case 1
Samfundsøkonomisk	Miljøøkonomiske beregningspriser	Scenarie 1a
-	Omkostninger ved sortering	Scenarie 1a
-	Anlægs- og driftsomkostninger ved pyrolyse og forgasning	Scenarie 1a
-	Prisen på el, varme og metaller	Scenarie 1a
-	Marginale omkostninger for forbrændingsanlæg	Scenarie 1a
-	Højere omkostning ved CO ₂ -udledning	Scenarie 1a
-	Tabt fortjeneste for marginale el- og varmeproducenter	Scenarie 1a

Note: De miljømæssige følsomhedsscenarier sammenligner kun nulscenariet, scenarie 1d og scenarie 2d. På baggrund af disse kan der derfor slutes om den relative rangering af case 1 og 2.

Samlet set er scenarie 1a robust over for følsomhedsanalyserne.

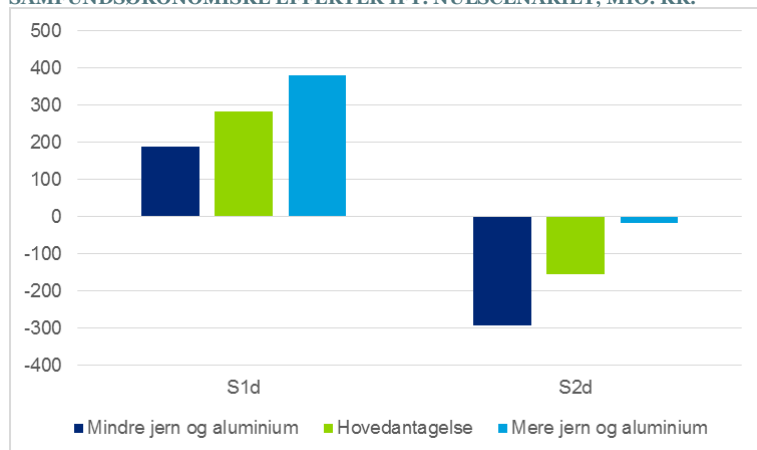
8.3 Detaljeret beskrivelse af de enkelte følsomhedsanalyser

I dette afsnit beskrives de enkelte følsomhedsanalyser og resultaterne præsenteres.

Metalindhold

Som angivet i LCA'en er der særlig usikkerhed om metalindholdet i shredderfraktionen, som er større end 10 mm. I denne fraktion udgør jernindholdet mellem 2,5 og 10 pct., mens aluminiumindholdet udgør mellem 0,3 og 1,1 pct.

FIGUR 9. FØLSOMHEDSANALYSE AF INDHOLDET AF JERN OG ALUMINIUM I SHREDDERAFFALD, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. NULSCENARIET, MIO. KR.



Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

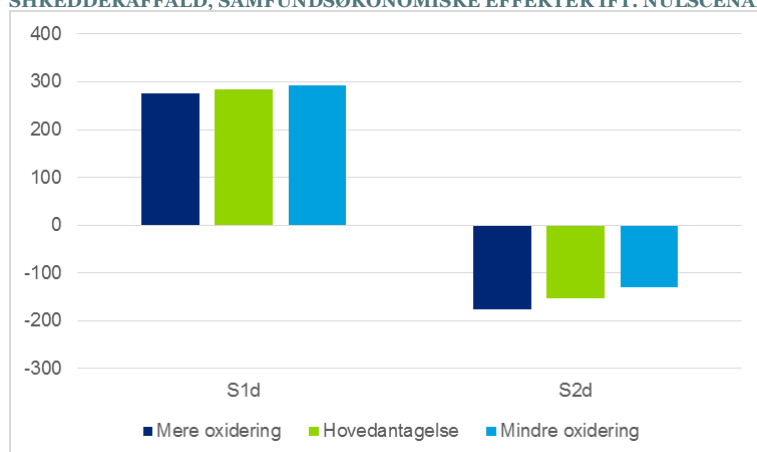
I hovedscenariet anvendes middelværdien for disse intervaller, mens denne følsomhedsanalyse undersøger effekten af, at de øvre og de nedre værdier for jern- og aluminiumindholdet anvendes. Resultatet af følsomhedsanalysen er vist i nedenstående figur.

Et større jern- og aluminiumindhold forbedrer ikke overraskende værdien af behandlings-scenarierne pga. øget værdi af udsortering, mens et mindre indhold forringer værdien. Effekten er symmetrisk på case 1 og 2. Forbrændingscasen er fortsat den foretrukne, uanset om der er et mindre eller et større indhold af jern og aluminium.

Variation af oxideringsgraden for jern i shredderaffaldet

I denne følsomhedsanalyse undersøges betydningen af oxideringsgraden for jern i shredderaffaldet. Hovedscenariet sammenlignes med et alternativt scenarie med en maksimal oxidation på 30 % i størrelsesfraktionen >10 mm og på 75 % i størrelsesfraktionen 4-10 mm og et alternativt scenarie med en minimal oxidation på hhv. 10 % og 25 % i disse størrelsesfraktioner. Figuren nedenfor viser resultatet af følsomhedsanalysen.

FIGUR 10. FØLSOMHEDSANALYSE AF OXIDERINGSGRADEN AF JERN OG ALUMINIUM I SHREDDERAFFALD, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. NULSCENARIET, MIO. KR.



Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

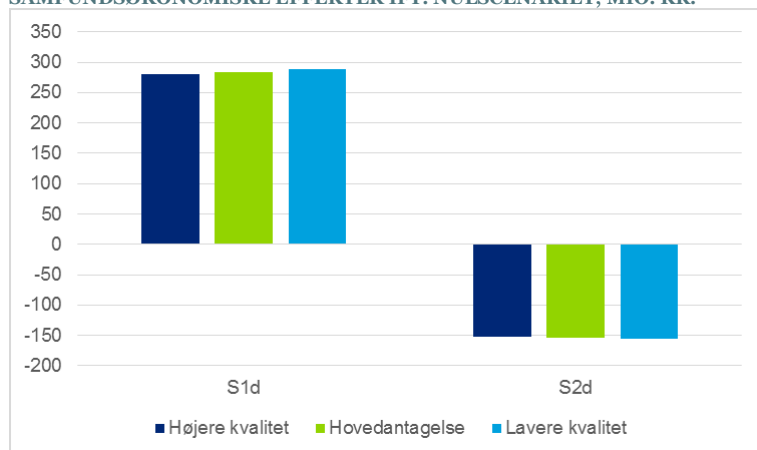
En mindre oxidationsgrad giver ikke overraskende en større samfundsøkonomisk værdi, da en større andel af de udsorterede metaller kan genvindes, mens en større oxideringsgrad reducerer gevinsten. Ændringerne er dog ikke store nok til at ændre på, at case 1 er den foretrukne.

Kvaliteten af det udsorterede plast

I hovedantagelsen blev der forudsat, at 40 pct. af det udsorterede plastik kan anvendes til genanvendelse. I denne følsomhedsanalyse analyseres et maksimums- og minimumsscenario, hvor henholdsvis 60 og 20 pct. af det udsorterede plast kan genanvendes. Figuren nedenfor viser resultatet af følsomhedsanalysen.

De samfundsøkonomiske konsekvenser af variation i kvaliteten af det udsorterede plast er meget begrænsede. For scenarie 1d er den samfundsøkonomiske værdi lidt større, når kvaliteten af det udsorterede plast er lavere. Det skyldes, at indtægterne fra det udsorterede plast er mindre end indtægterne ved energiudnyttelse af plastikken på et forbrændingsanlæg og de positive miljøgevinster dette medfører. Miljøgevinsterne ved genanvendelse af plast tilfalder primært udlandet, som ikke er medregnet.

FIGUR 11. FØLSOMHEDSANALYSE AF KVALITETEN AF DET UDSORTEREDE PLAST, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. NULSCENARIET, MIO. KR.



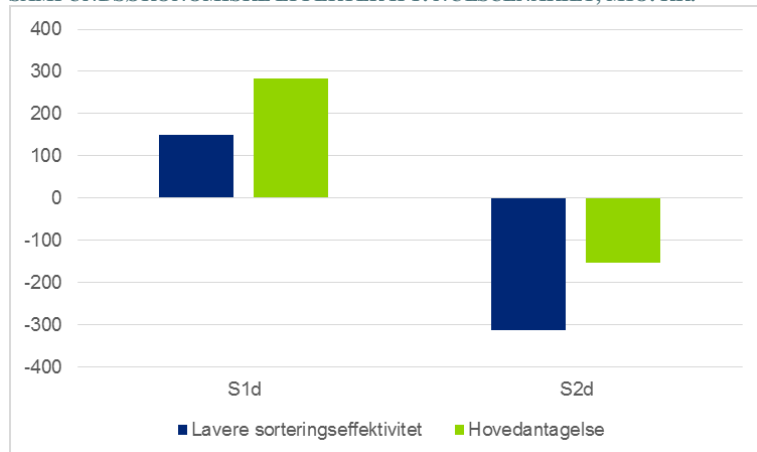
Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Samlet set ændrer kvaliteten af det udsorterede plast ikke ved rangordenen mellem case 1 og 2. De begrænsede samfundsøkonomiske effekter vurderes heller ikke at kunne ændre på forholdet mellem scenarie 1a og 1b.

Lavere sorteringseffektivitet for alle metaller

I hovedantagelsen anvendes sorteringseffektiviteter på mellem 92 og 95 pct. for alle metaller. Det forudsættes dermed, at kun mellem 5 og 8 pct. af metalindholdet ikke udsorteres. I denne følsomhedsanalyse forudsættes sorteringseffektiviteter på 66 pct. for alle metaller. Resultaterne af følsomhedsanalysen fremgår af figuren nedenfor.

FIGUR 12. FØLSOMHEDSANALYSE AF LAVERE EFFEKTIVITET VED SORTERING AF METAL, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. NULSCENARIET, MIO. KR.



Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

En lavere sorteringseffektivitet har en negativ påvirkning på de to cases, fordi der udsorteres mindre metal, som kan genvindes. Den lavere sorteringseffektivitet har en næsten symmetrisk påvirkning af de to cases. Effekten af en lavere sorteringseffektivitet er betydelig, men ikke stor nok til at ændre på, at case 1 er den foretrukne.

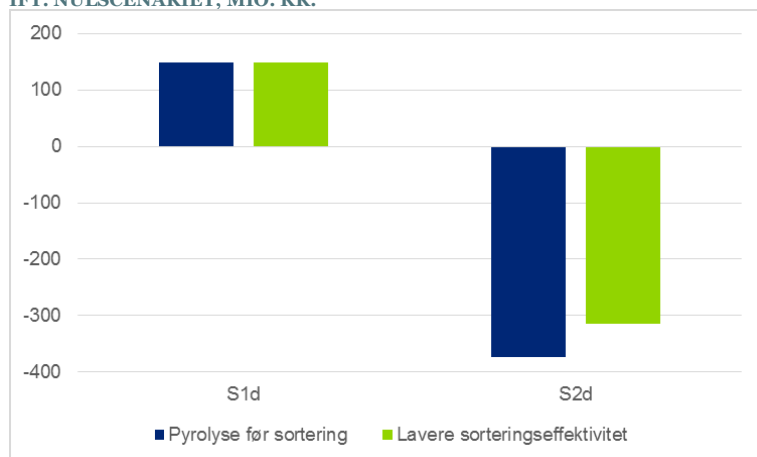
Pyrolyse før sortering

I stedet for at sortere shredderaffaldet inden energiudnyttelse, hvor metallerne er filtret ind i andet affald, har flere aktører i branchen foreslået, at shredderaffaldet energiudnyttes inden sortering – særligt i forbindelse med pyrolyse. Der gennemføres en følsomhedsanalyse, hvor sortering sker efter pyrolyse. Pyrolyse før sortering er relevant, hvis det er svært at sortere shredderaffaldet og

sorteringseffektiviteten derfor er lav. Pyrolyse før sortering sammenlignes derfor med følsomhedsanalysen af lavere sorteringseffektivitet (ovenfor) i stedet for hovedantagelserne. Dette svarer til fremgangsmåden i LCA'en. I figuren nedenfor er den samfundsøkonomiske værdi angivet.

Den samfundsøkonomiske værdi for scenarie 2d er lavere når pyrolyse er før sortering. Det skyldes, at pyrolyseanlægget skal have en større kapacitet og der er større driftsomkostninger til pyrolyse af den større mængde affald, som ikke dækkes af stigning i indtægter fra øget udsortering af metaller.

FIGUR 13. FØLSOMHEDSANALYSE AF PYROLYSE FØR SORTERING, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. NULSCENARIET, MIO. KR.

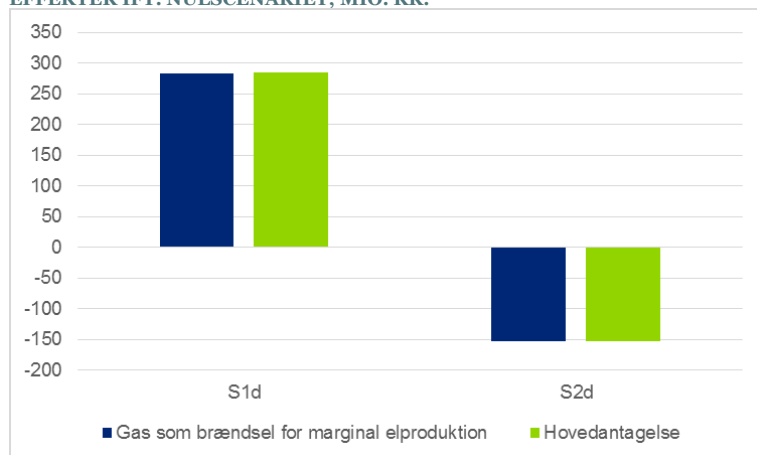


Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Gas som brændsel for marginal elproduktion

I LCA'en er der gennemført en følsomhedsanalyse, hvor gas erstatter kul som brændsel for marginal elproduktion. Denne analyse har konsekvenser for størrelsen af miljøeksternaliteterne og dermed også den økonomiske værdi af miljøpåvirkningen.

FIGUR 14. FØLSOMHEDSANALYSE AF GAS SOM MARGINAL ELPRODUKTION, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. NULSCENARIET, MIO. KR.



Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

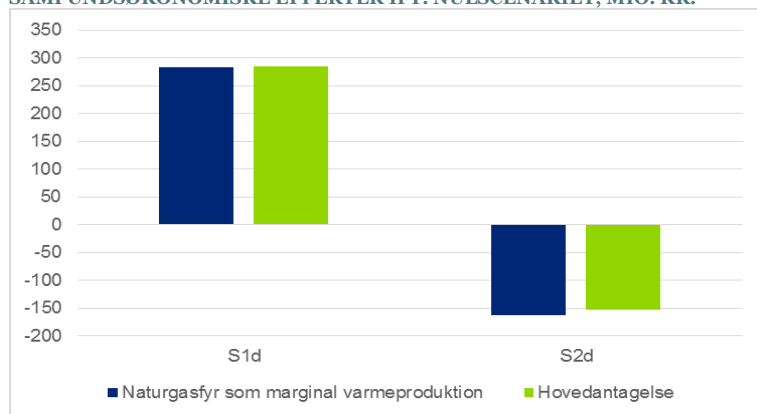
Figuren ovenfor viser den samfundsøkonomiske værdi når gas erstatter kul som elmarginal.

Når gas erstatter kul som den marginale elproduktion reducerer det miljøgevinsten ved at energiudnytte shredderaffald på forbrændingsanlæg og den samfundsøkonomiske værdi af scenarie 1d bliver dermed lavere. Ændringen er dog ikke stor nok til at ændre på, at case 1 er den foretrukne. Scenarie 2d påvirkes ikke, da der ikke produceres el fra pyrolyse.

Naturgasfyr som marginal varmeproduktion

Figuren nedenfor viser den samfundsøkonomiske værdi når den marginale varmeproduktion er baseret på naturgasfyr i stedet for gennemsnitlig fjernvarme, som forudsat i hovedantagelsen. Værdien er højere ved hovedantagelsen for både scenarie 1d og 2d fordi der er en anelse større miljøgevinster når den producerede varme erstatter fjernvarme frem for naturgasfyr. Case 1 er fortsat den foretrukne.

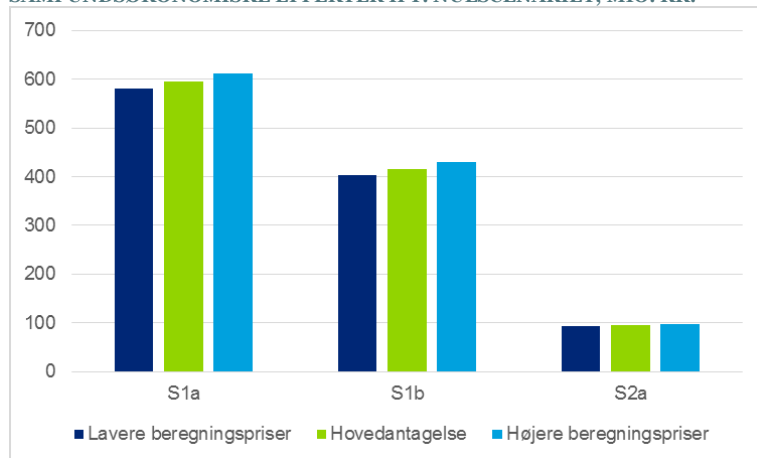
FIGUR 15. FØLSOMHEDSANALYSE AF NATURGASFYR SOM MARGINAL VARMEPRODUKTION, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. NULSCENARIET, MIO. KR.



Miljøøkonomiske beregningspriser

De miljøøkonomiske beregningspriser er forbundet med en vis usikkerhed. I denne følsomhedsanalyse analyseres effekten af henholdsvis 30 pct. højere og 30 pct. lavere beregningspriser.

FIGUR 16. FØLSOMHEDSANALYSE AF HØJERE OG LAVERE MILJØØKONOMISKE BEREKNINGSPRISER, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. NULSCENARIET, MIO. KR.



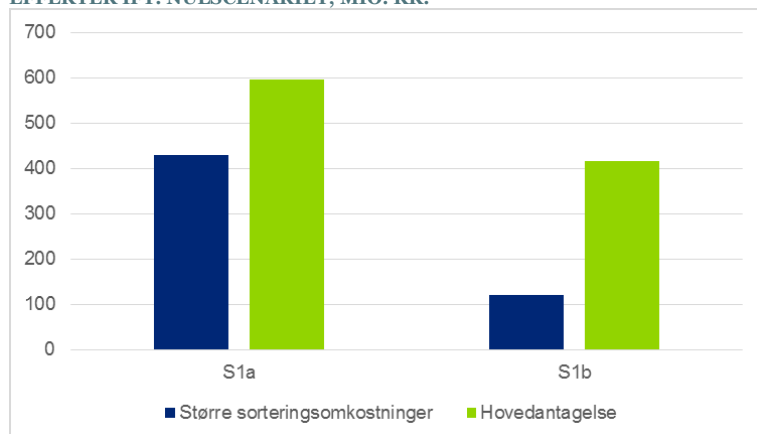
Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Figur 16 ovenfor viser de samfundsøkonomiske effekter for scenarie 1a, 1b og 2a ved 30 pct. højere beregningspriser og 30 pct. lavere miljøøkonomiske beregningspriser. Effekterne er opgjort i relative forskelle til nulscenariet. Ændringer i de miljøøkonomiske beregningspriser på 30 pct. ændrer ikke rangordenen af de to cases eller scenarie a og b. Det er således fortsat scenarie 1a, som er det foretrukne scenarie.

Omkostninger ved sortering

Sorteringsomkostningerne er en af de parametre, som er forbundet med størst usikkerhed, da der i dag ikke findes et fuld skala-anlæg til sortering af deponeret shredderaffald. I følsomhedsanalysen analyseres betydningen af, at driftsomkostninger og anlægsomkostninger er 50 pct. større.

FIGUR 17. FØLSOMHEDSANALYSE AF STØRRE SORTERINGSOMKOSTNINGER, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. NULSCENARIET, MIO. KR.



Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

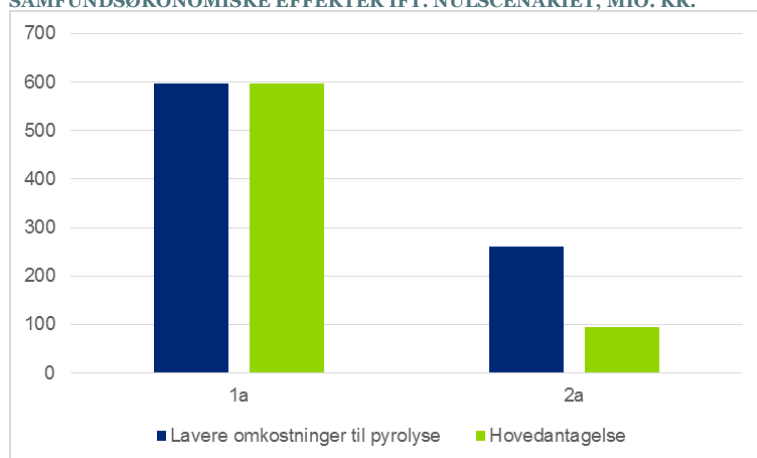
Figur 17 viser de samfundsøkonomiske effekter af en stigning i sorteringsomkostningerne. Større sorteringsomkostninger har ingen betydning for nulscenariet, hvor shredderaffaldet forbliver på deponierne. Den relative værdi af scenarie 1a falder med ca. 146 mio. kr., men er stadig større end nul og dermed bedre end nulscenariet. Den relative værdi af scenarie 1b falder med 191 mio. kr. Nedgangen er større for scenarie 1b, da sortering af plast kræver yderligere sorteringsmaskiner og højere driftsomkostninger. Pga. symmetrien med case 2, hvor sorteringen er identisk med scenarie 1a, vil faldet være lige så stort i scenarie 2a. Hvis sorteringsomkostningerne er 50 pct. større er scenarie 1a stadig det foretrukne scenarie.

Anlægs og driftsomkostninger ved pyrolyse og forgasning

Som beskrevet ovenfor er omkostningerne til pyrolyse og forgasning behæftet med en betydelig usikkerhed, da der ikke foreligger erfaringsdata for danske fuldskaalanlæg. I denne følsomhedsanalyse undersøges effekten af 20 pct. lavere anlægs- og driftsomkostninger til pyrolyse og forgasning.

Figur 18 viser de samfundsøkonomiske effekter når omkostningerne til pyrolyse og forgasning er 20 pct. lavere end i hovedscenariet. Det fremgår, at den samfundsøkonomiske værdi i scenarie 2a vokser med 165 mio. kr. Stigningen er dog ikke tilstrækkelig til at ændre rangordenen mellem scenarie 1a og 2a og scenarie 1a er fortsat det foretrukne scenarie.

FIGUR 18. FØLSOMHEDSANALYSE AF LAVERE OMKOSTNINGER TIL PYROLYSE, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. NULSCENARIET, MIO. KR.



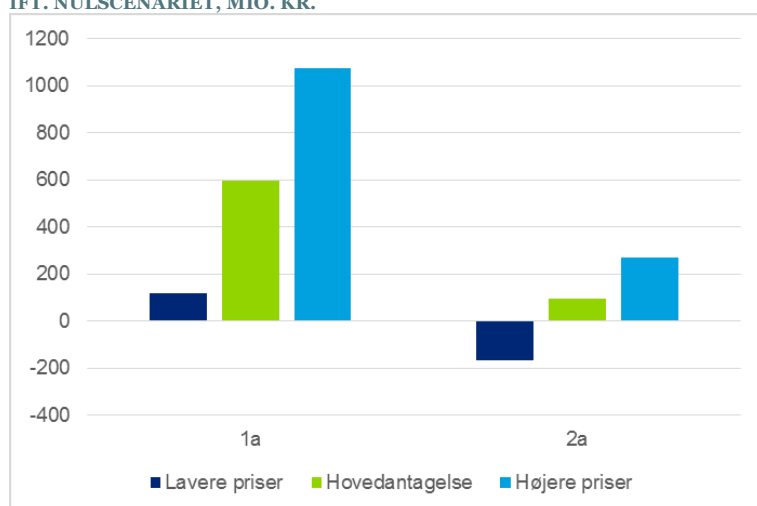
Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Ændrede priser på el, varme og metaller

I denne følsomhedsanalyse undersøges effekten af, at outputpriserne på el, varme og metaller er højere eller lavere. Hovedscenarierne sammenlignes med scenarier, hvor der forudsættes, at priserne er henholdsvis 30 pct. lavere og 30 pct. højere.

Figur 19 viser, at ændrede outputpriser i højere grad påvirker case 1, da der produceres mere el. Ændrede outputpriser ændrer dog ikke ved rangordenen mellem case 1 og 2. Ændringer i priserne påvirker ikke nulscenariet fordi der ikke produceres el, varme eller metaller i dette scenarie.

FIGUR 19. FØLSOMHEDSANALYSE AF ÆNDRERE OUTPUTPRISER, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. NULSCENARIET, MIO. KR.



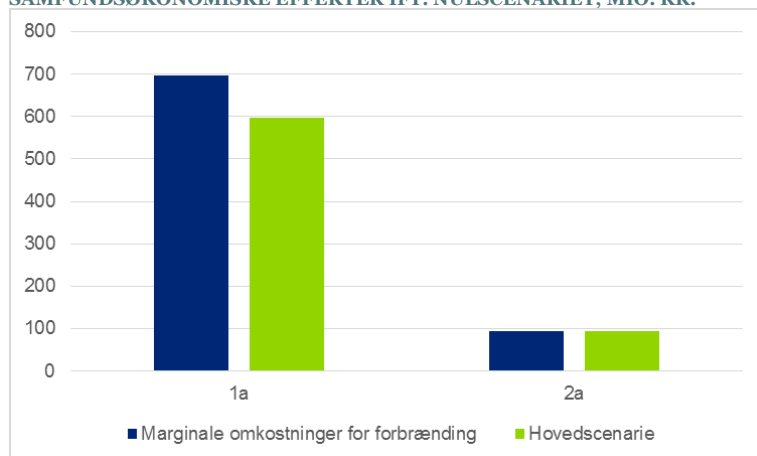
Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Marginale omkostninger for forbrændingsanlæg

I denne følsomhedsanalyse anvendes kun forbrændingsanlæggenes marginale omkostninger, som angivet i afsnit 7.5.6. Denne følsomhedsanalyse gennemføres for at påvise betydningen af den usikkerhed der er om den fremtidige forbrændingskapacitet som beskrevet i afsnit 6.6.9.

I Figur 20 nedenfor sammenlignes de samfundsøkonomiske effekter, når der kun medgår marginalomkostninger til forbrænding. Den samfundsøkonomiske gevinst ved scenarie 1a stiger med 100 mio. kr. Scenarie 2a påvirkes ikke, da der ikke er forbrænding i det scenarie. Casen for forbrænding bliver derved endnu stærkere og scenarie 1a er fortsat det foretrukne scenarie.

FIGUR 20. FØLSOMHEDSANALYSE AF GENNEMSITSOMKOSTNINGER FOR FORBRÆNDINGSANLÆG, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. NULSCENARIET, MIO. KR.



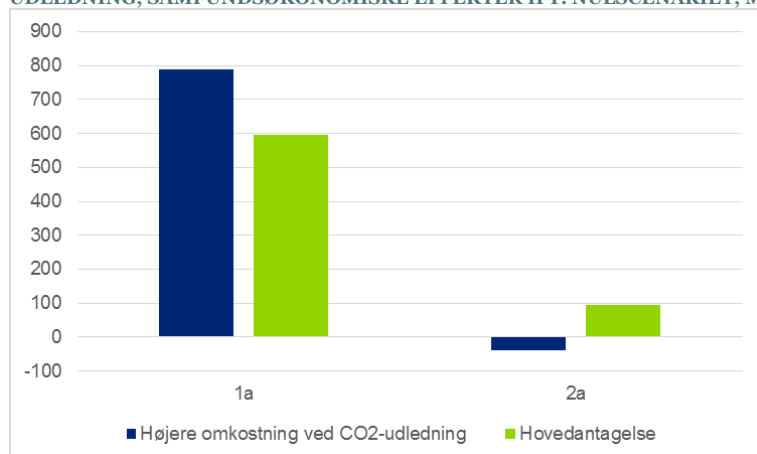
Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Højere omkostning ved CO₂-udledning

Der benyttes i denne følsomhedsanalyse en pris på 300 kr./ton for CO₂-udledning i både de kvoteomfattede og ikke-kvoteomfattede sektorer. Dette er begrundet med: (1) at EU's CO₂-kvotemarked ikke er perfekt, hvilket betyder at CO₂-kvoteprisen ikke nødvendigvis afspejler de marginale reduktionsomkostninger, (2) at Danmarks CO₂-reduktionsmålsætninger pt. er uklare, og (3) at miljøøkonomiske analyser generelt viser, at de marginale skadesomkostninger ved CO₂-udslip langt overstiger den aktuelle CO₂-kvotepris.

Resultatet af følsomhedsanalysen er angivet i figuren nedenfor. I 1a påvirkes positivt fordi der i den kvoteomfattede sektor vil ske en nettobesparelse af CO₂-udledning, når det deponerede shredderaffald erstatter kul som marginal brændsel. Scenarie 2a forringes, fordi der både i kvoteomfattede og ikke-kvoteomfattede sektorer udledes mere CO₂.

FIGUR 21. FØLSOMHEDSANALYSE AF GENNEMSNITSOMKOSTNINGER FOR OMKOSTNINGEN VED CO₂-UDLEDNING, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. NULSCENARIET, MIO. KR.



Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

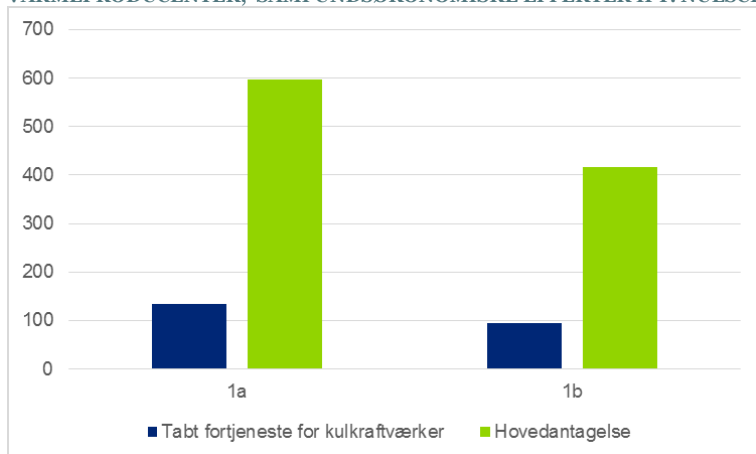
Den samfundsøkonomiske værdi for scenarie 1a stiger med ca. 190 mio. kr. fordi der er en stor besparelse af CO₂ fra den kvoteomfattede sektor. Scenarie 2a påvirkes ikke, da udledningen ikke er kvoteomfattet. Scenarie 1a er fortsat det foretrukne scenarie.

Tabt fortjeneste for marginale værker

I hovedscenarierne er der ikke indregnet en tabt fortjeneste for kraftværker og fjernvarmeværker som konsekvens af mindre salg af el og varme. Det skyldes en antagelse om, at omsætning og omkostninger balancerer hos de marginale værker. Dette vurderes at være en rimelig antagelse ud fra Deloitte's kendskab til den pressede økonomi i de konventionelle kraftværker. Det kan dog ikke udelukkes, at de marginale værker på sigt vil kunne opnå en overskudsmargin på omsætningen.

Vi antager i denne følsomhedsanalyse, at de marginale el- og varmeproducenter i scenarie o opnåede et overskud svarende til det budgetmæssige overskud for forbrændingsanlæggene i 1a og 1b og dermed mister en tilsvarende indtjening i scenarie 1a og 1b. Det betyder, at forbrændingsanlæggenes budgetøkonomiske gevinst udlignes af et tilsvarende tab for de marginale el- og varmeproducenter. Resultatet for scenarie 1a og 1b er vist i figuren nedenfor.

FIGUR 22. FØLSOMHEDSANALYSE AF TABT FORTJENESTE HOS MARGINALE EL- OG VARMEPRODUCENTER, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. NULSCENARIET, MIO. KR.



Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Hvis el- og varmeproducenterne taber fortjeneste svarende til forbrændingsanlæggenes gevinst reduceres den samfundsøkonomiske gevinst betydeligt ved behandling af deponeret shredderaffald. Scenarie 1a er fortsat marginalt bedre end nulscenariet, hvorimod scenarie 1b er lidt ringere end nulscenariet.

9. Resultater – nyproduceret shredderaffald

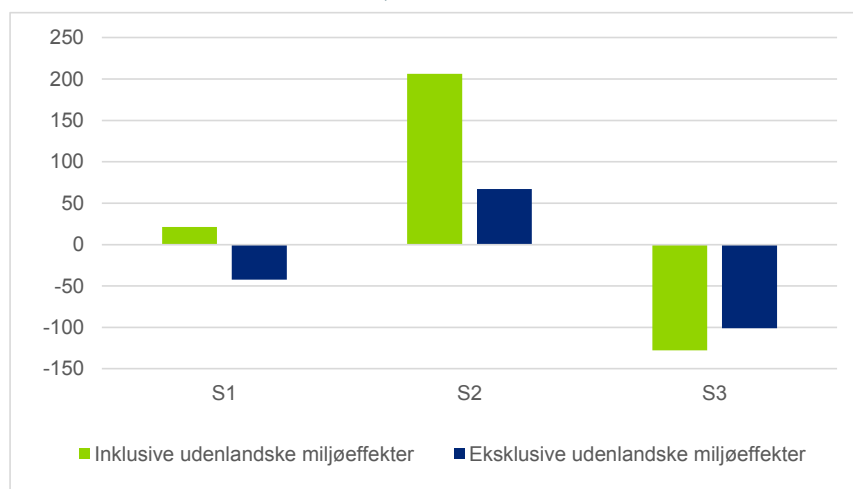
I dette afsnit præsenteres resultaterne af den samfundsøkonomiske analyse af behandling af nyproduceret shredderaffald, herunder værdien af de enkelte scenarier og følsomhedsanalyserne.

Som beskrevet i afsnit 5.4 er omkostninger og indtægter fra sortering af nyproduceret shredderaffald ens i alle de analyserede scenarier. Disse omkostninger og indtægter påvirker derfor ikke rangordenen mellem scenarierne og opgøres ikke. Det betyder, at de økonomiske værdier er et udtryk for omkostningen/gevinsten ved at håndtere restfraktionen.

9.1 Sammenligning af scenarierne

Figur 23 viser de samfundsøkonomiske effekter ved behandling af nyproduceret shredderaffald, mens Tabel 57 viser de samfundsøkonomiske effekter af behandlingsscenarierne ift. nulscenariet. De samfundsøkonomiske effekter er angivet med og uden indregning af udenlandske miljøeffekter.

FIGUR 23. ANNUISEREDE ABSOLUTTE SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER VED BEHANDLING AF NYPRODUCERET SHREDDERAFFALD, MIO. KR. PER ÅR



TABEL 57. ANNUISEREDE SAMFUNDSØKONOMISKE GEVINSTER VED AT SKIFTE FRA SCENARIO 1 TIL DE RESPEKTIVE BEHANDLINGSSCENARIER, MIO. KR. PER ÅR

Scenarie	Inklusive udenlandske effekter	Eksklusive udenlandske effekter
2 – forbrænding	185	109
3 – pyrolyse og forgasning	-149	-59

Note: Positive værdier betyder, at scenariet har en højere samfundsøkonomisk værdi end nulscenariet, mens negative værdier betyder, at scenariet har en lavere samfundsøkonomisk værdi

Scenarie 2, hvor fraktionen >4 mm energiudnyttes ved medforbrænding i forbrændingsanlæg, er det samfundsøkonomisk foretrukne scenarie, uanset om de udenlandske miljøeffekter indregnes

eller ej. Scenarie 3, hvor fraktionen >4 mm energiudnyttes i et pyrolyse- og forgasningsanlæg og hvor pyrolysekoksen energiudnyttes i et forbrændingsanlæg, er ringere end nulscenariet.

De enkelte scenarier beskrives mere indgående i det følgende, hvor der fokuseres på de samfundsøkonomiske effekter eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Scenarie 1 (nulscenariet)

I scenarie 1 udsorteres metal, plast og glas fra det nyproducerede shredderaffald. Dette sker i alle scenarierne og omkostninger og indtægter fra dette opgøres dermed ikke, da der ikke er variation mellem scenarierne. Efter sortering behandles shredderaffaldet biologisk, hvorefter det deponeres.

Tabel 58 viser de samfundsøkonomiske effekter af scenarie 1. Den samlede omkostning udgør 479 mio. kr. svarende til 41 mio. kr. per år. Resultatet viser omkostningen ved at behandle restfraktionen og afspejler således ikke den samlede værdi af sortering og behandling af shredderaffaldet. De samfundsøkonomiske omkostninger består af omkostninger til biologisk behandling og omkostninger til deponering. Sorteringsvirksomhedernes omkostninger og indtægter er nul fordi sorteringsomkostninger og værdien af de udsorterede materialer ikke er opgjort, da de er ens for alle scenarier.

TABEL 58. SAMFUNDØKONOMISKE EFFEKTER AF SCENARIO 1 (NULSCENARIET)
(MIO. KR. MEDMINDRE ANDET ER ANGIVET)

		Faktorpriser	Køberpriser
Ressourceallokering	Sorteringsvirksomheder	0	0
	Anlæg til biologisk behandling	-263	-349
	Deponier	-224	-296
Forvridningseffekter	Skatteforvridning	138	182
Miljøeksternaliteter	Danmark	-	-16
	Udlandet	-	665
Samlet samfundsøkonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		-479
	Nutidsværdi (kr./ton)		-200
	Annuiseret nutidsværdi (mio. kr./år)		-41

Note: Ressourceallokeringen er opgjort eksklusive overførsler mellem aktørerne, som fx deponeringstakst. Forvridningseffekten af afgiftsbetalinger er dog indregnet. For den samlede samfundsøkonomiske effekt i Danmark, er nutidsværdier angivet eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Tabel 59 viser de budgetøkonomiske konsekvenser af scenarie 1. Sorteringsvirksomhederne har en negativ påvirkning, da det forudsættes, at de dækker omkostninger til biologisk behandling og betaler deponeringstakst (inklusive deponeringsafgift). Igen er indtægterne fra de udsorterede materialer ikke opgjort. Effekten på det offentlige provenu er positiv pga. betaling af deponeringsafgifter, som vist i Tabel 60.

TABEL 59. BUDGETØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 1 (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Sorteringsvirksomhederne	-1.170
Anlæg til biologisk behandling	0
Deponier	0
Sum af budgetøkonomiske effekter (ekskl. offentligt provenu)	-1.170

Note: De budgetøkonomiske effekter i tabellen er opgjort inklusive overførsler, dvs. betalinger for ydelser mellem de viste aktører samt direkte afgiftsoverførsler mellem aktørerne og statskassen (de offentlige finanser). Der er ikke inkluderet indirekte skatter og afgifter, dvs. opgørelsen er i faktorpriser.

TABEL 60. PÅVIRKNING AF OFFENTLIGT PROVENU I SCENARIO 1 (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Deponeringsafgift	688
Samlet påvirkning af offentligt provenu	688

Scenario 2

Efter udsortering af metal, plast og glas neddeles shredderaffaldet. Fraktionen <4 mm behandles biologisk og deponeres derefter ligesom i scenario 1. Fraktionen >4 mm energiudnyttes ved medforbrænding i forbrændingsanlæg.

Tabel 61 viser de samfundsøkonomiske effekter ved scenario 2 i forhold til scenario 1 (nulscenariet). Den samlede gevinst udgør 1.272 mio. kr. svarende til 109 mio. kr. per år. Resultatet viser gevinsten ved at behandle restfraktionen og afspejler således ikke den samlede værdi af sortering og behandling af shredderaffaldet. Sorteringsvirksomhedernes omkostninger og indtægter er nul fordi sorteringsomkostninger og værdien af de udsorterede materialer ikke er opgjort, da de er ens for alle scenarier. Der er en gevinst ved forbrænding af shredderaffaldet, fordi værdien af den producerede el og varme overstiger drifts- og anlægsomkostninger. Der er også gevinster ved, at en mindre mængde shredderaffald behandles biologisk og deponeres. Skatteforvridningseffekten er negativ, hvilket primært skyldes, at der betales færre deponeringsafgifter. Miljøeffekterne er positive, fordi affaldsvarme erstatter kulbaseret energiproduktion, der deponeres mindre og fordi der udsorteres metaller efter forbrænding.

TABEL 61. RELATIVE SAMFUNDSØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 2 SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR. MEDMINDRE ANDET ER ANGIVET)

		Faktorpriser	Køberpriser
Ressourceallokering	Sorteringsvirksomheder	0	0
	Forbrændingsanlæg	662	877
	Anlæg til biologisk behandling	129	171
	Deponier	112	148
Forvridningseffekt	Skatteforvridningseffekt	-34	-45
Miljøeksternaliteter	Danmark		120
	Udlandet		868
Samlet samfundsøkonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		1272
	Nutidsværdi (kr./ton)		530
	Annuiseret nutidsværdi (mio. kr. per år)		109

Note: Tabellen viser forskelle til nulscenariet. Ressourceallokeringen er opgjort eksklusiv overførsler mellem aktørerne, som fx forbrændingstakst og afgiftsbetaling, og er et udtryk for nettoproduktionsomkostningerne, hvor værdien af den producerede energi er modregnet. Forvridningseffekten af afgiftsbetalinger er dog indregnet. For den samlede samfundsøkonomiske effekt i Danmark, er nutidsværdier angivet eksklusiv udenlandske miljøeffekter.

Tabel 62 viser de budgetøkonomiske konsekvenser af scenario 2 ift. scenario 1 (nulscenariet). Sorteringsvirksomhederne opnår en gevinst, fordi forbrændingstaksten er mindre end prisen for biologisk behandling og deponeringstaksten. Forbrændingsanlæg opnår en gevinst fordi forbrændingstakst samt værdien af el og varme overstiger omkostninger og afgifter. Det offentlige provenu påvirkes negativt, som vist i Tabel 63. Det sker pga. færre deponeringsafgifter.

TABEL 62. BUDGETØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 2 SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Sorteringsvirksomhederne	45
Forbrændingsanlæg	435
Anlæg til biologisk behandling	0
Deponier	0
Sum af budgetøkonomiske effekter (ekskl. offentligt provenu)	480

Note: De budgetøkonomiske effekter i tabellen er opgjort inklusive overførsler, dvs. betalinger for ydelser mellem de viste aktører samt direkte afgiftsoverførsler mellem aktørerne og statskassen (de offentlige finanser). Der er ikke inkluderet indirekte skatter og afgifter, dvs. opgørelsen er i faktorpriser.

TABEL 63. PÅVIRKNING AF OFFENTLIGT PROVENU I SCENARIO 2 SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Deponeringsafgift	-344
Forbrændingsafgift	543
Afgiftsbetaling fra marginale fjernvarmeproducenter	-369
Samlet påvirkning af offentligt provenu	-170

Scenario 3

I scenarie udsorteres ligeledes metal, plast og glas. Derefter neddeles shredderaffaldet. Fraktionen <4 mm behandles biologisk og deponeres derefter ligesom i scenarie 1 og 2. Fraktionen >4 mm energiudnyttes ved pyrolyse og forgasning. Pyrolysekoksen energiudnyttes derefter i forbrændingsanlæg.

Tabel 64 viser de samfundsøkonomiske effekter ved scenarie 3 ift. scenarie 1 (nulscenariet). Den samlede omkostning udgør 686 mio. kr. svarende til 59 mio. kr. per år. Resultatet viser gevinsten ved at behandle restfraktionen og afspejler således ikke den samlede værdi af sortering og behandling af shredderaffaldet. Sorteringsvirksomhedernes omkostninger og indtægter er nul fordi sorteringsomkostninger og værdien af de udsorterede materialer ikke er opgjort, da de er ens for alle scenarier. Der er tab ved pyrolyse og forgasning fordi den producerede varme og el ikke kan dække drifts- og anlægsomkostninger. Der er også et tab ved forbrænding pga. det ringe udbytte ved at forbrænde pyrolysekoksen. Der er gevinster ved at en mindre mængde shredderaffald behandles biologisk og deponeres ligesom det var tilfældet i scenarie 2. Skatteforvridningseffekten er negativ fordi der betales færre deponeringsafgifter og fordi pyrolyse- og forbrændingsafgifterne er mindre end afgifterne på kulbaseret energiproduktion.

TABEL 64. RELATIVE SAMFUNDSØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 3 SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR. MEDMINDRE ANDET ER ANGIVET)

		Faktorpriser	Køberpriser
Ressourceallokering	Sorteringsvirksomheder	0	0
	Pyrolyse- og forgasningsanlæg	-436	-578
	Forbrændingsanlæg	-123	-164
	Anlæg til biologisk behandling	129	171
	Deponier	112	148
Forvridningseffekt	Skatteforvridningseffekt	-41	-55

Miljøeksternaliteter	Danmark	-208
	Udlandet	-1067
Samlet samfundsøkonomisk effekt i DK	Nutidsværdi	-686
	Nutidsværdi (kr./ton)	-286
	Annueret nutidsværdi (mio. kr. per år)	-59

Note: Tabellen viser forskelle til nulscenariet. Ressourceallokeringen er opgjort eksklusive overførsler mellem aktørerne, som fx forbrændingstakst og afgiftsbetaling, og er et udtryk for nettoproduktionsomkostningerne, hvor værdien af den producerede energi er modregnet. Forvridningseffekten af afgiftsbetalinger er dog indregnet. For den samlede samfundsøkonomiske effekt i Danmark er nutidsværdier angivet eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Tabel 65 viser de budgetøkonomiske konsekvenser af scenarie 3 ift. scenarie 1 (nulscenariet). Sorteringsvirksomhederne får et tab da det forudsættes, at de dækker tabet ved pyrolyse og forgasning. Forbrændingsanlæggene påvirkes også negativt, da forbrændingstaksten ikke kan dække tabet ved forbrænding af pyrolysekoksen.

TABEL 65. BUDGETØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 3 SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Sorteringsvirksomhederne	-462
Pyrolyse- og forgasningsanlæg	0
Forbrændingsanlæg	-33
Anlæg til biologisk behandling	0
Deponier	0
Sum af budgetøkonomiske effekter (ekskl. offentligt provenu)	-495

Note: De budgetøkonomiske effekter i tabellen er opgjort inklusive overførsler, dvs. betalinger for ydelser mellem de viste aktører samt direkte afgiftsoverførsler mellem aktørerne og statskassen (de offentlige finanser). Der er ikke inkluderet indirekte skatter og afgifter, dvs. opgørelsen er i faktorpriser.

Det offentlige provenu påvirkes negativt pga. færre deponeringsafgifter jf. Tabel 66. Effekten på det offentlige provenu er dog lidt større end i scenarie 2, da der produceres mindre varme og afgiftsbetalingen fra pyrolyse og forbrænding er større end den tabte afgiftsbetaling fra marginale fjernvarmeproducenter.

TABEL 66. PÅVIRKNING AF OFFENTLIGT PROVENU I SCENARIO 3 SAMMENLIGNET MED NULSCENARIET (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Deponeringsafgift	-344
Pyrolyse- og forbrændingsafgift	427
Afgiftsbetaling fra marginale fjernvarmeproducenter	-290
Samlet påvirkning af offentligt provenu	-207

9.2 Oversigt over de gennemførte følsomhedsanalyser

Der er gennemført en række følsomhedsanalyser for at undersøge robustheden af resultaterne i den samfundsøkonomiske analyse af behandling af nyproduceret shredderaffald over for de vigtigste marginale energikilder samt tre følsomhedsanalyser af centrale samfundsøkonomiske parametre, som biologisk behandling, miljøøkonomiske beregningspriser og omkostninger til pyrolyse.

Tabellen indeholder en oversigt over hvilket scenarie, der er det samfundsøkonomisk foretrukne scenarie under de forskellige følsomhedsanalyser. Samlet set er scenarie 2 robust over for de syv følsomhedsanalyser.

TABEL 67. OVERSIGT OVER DE SAMFUNDSØKONOMISK FORETRUKNE SCENARIO UNDER DE ØKONOMISKE FØLSOMHEDSANALYSER

Type	Følsomhedsanalyse	Det foretrukne scenarie
Hovedantagelse	Hovedantagelse	Scenarie 2
Miljømæssig	Gas som alternativ energikilde	Scenarie 2
	Vind som alternativ energikilde	Scenarie 2
Samfundsøkonomisk	Ingen biologisk behandling	Scenarie 2
	Miljøøkonomiske beregningspriser	Scenarie 2
	Anlægs- og driftsomkostninger ved pyrolyse og forgasning	Scenarie 2
	Højere omkostning ved CO ₂ -udledning	Scenarie 2
	Tabt fortjeneste for marginale el- og varmeproducenter	Scenarie 2

9.3 Detaljeret beskrivelse af de enkelte følsomhedsanalyser

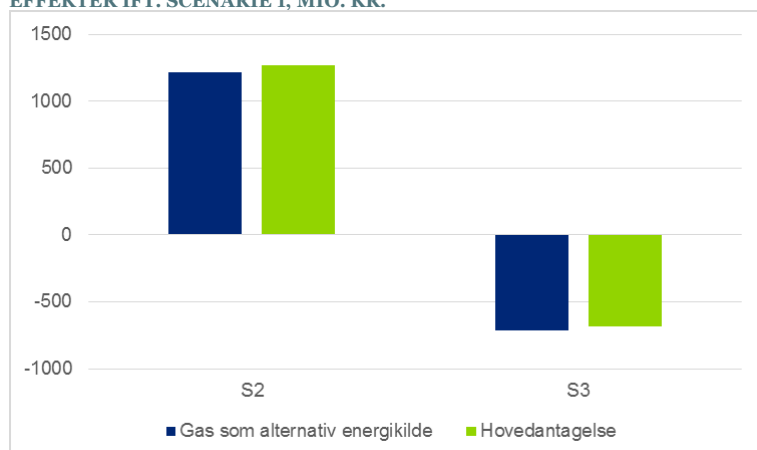
I dette afsnit beskrives de enkelte følsomhedsanalyser og resultaterne præsenteres.

Gas som alternativ energikilde

I denne følsomhedsanalyse undersøges de samfundsøkonomiske konsekvenser af, at gas erstatter kul som den marginale energikilde. Resultaterne er vist i figuren nedenfor.

Scenarie 2 påvirkes negativt, da den producerede energi erstatter en mindre forurenende energiform. Scenarie 3 påvirkes næsten ikke fordi nettoenergiproduktionen er mindre end i scenarie 2. Scenarie 2 er fortsat det foretrukne scenarie.

FIGUR 24. FØLSOMHEDSANALYSE AF GAS SOM ALTERNATIV ENERGIKILDE, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. SCENARIO 1, MIO. KR.



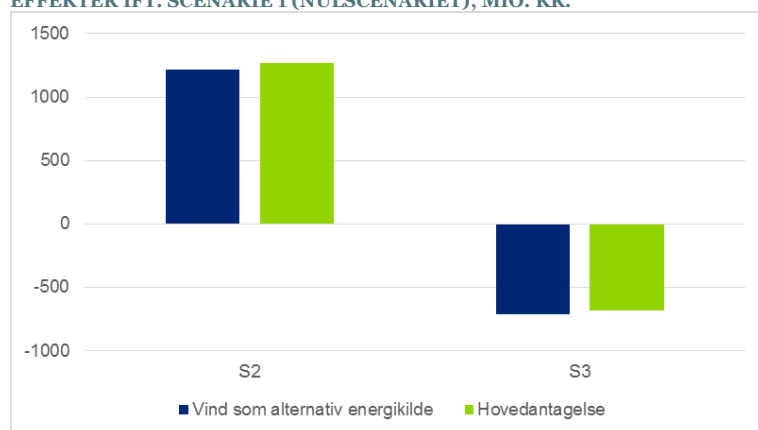
Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Vind som alternativ energikilde

I denne følsomhedsanalyse undersøges de samfundsøkonomiske konsekvenser af, at vind udgør den marginale energikilde. Resultaterne er vist i figuren neden for.

Effekterne af vind som alternativ energikilde har samme struktur som gas som marginal energikilde, men er lidt større. Scenarie 2 er fortsat det foretrukne scenarie.

FIGUR 25. FØLSOMHEDSANALYSE AF VIND SOM ALTERNATIV ENERGIKILDE, SAMFUNDØKONOMISKE EFFEKTER IFT. SCENARIE 1 (NULSCENARIET), MIO. KR.



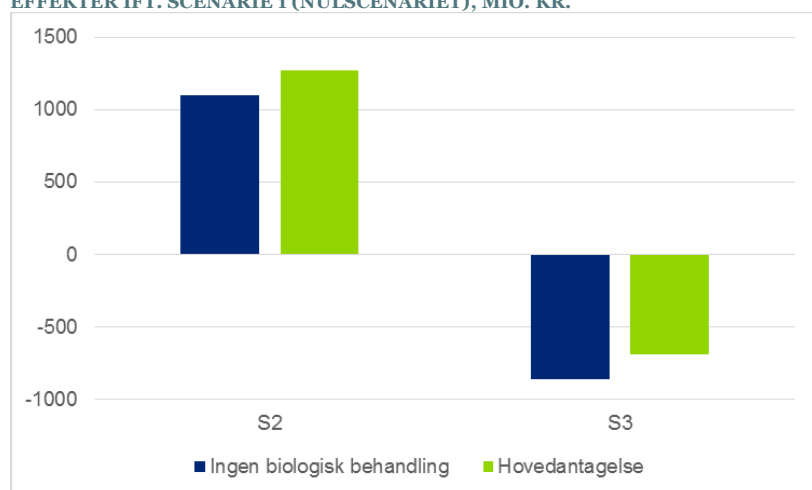
Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Ingen biologisk behandling

I behandlingen af nyproduceret shredderaffald forudsættes det, at al shredderaffald behandles biologisk inden deponering. Gevinsterne ved biologisk behandling i form af en reduceret mængde til deponering er meget begrænsede, mens gevinsterne i form af overholdelse af grænseværdier ved deponering ikke er veldokumenterede. Derimod er omkostningerne betydelige, jfr. tabel 58. Derfor er der gennemført en følsomhedsanalyse uden biologisk behandling. Resultaterne af analysen er vist i figuren nedenfor.

Da der deponeres mest i scenarie 1 er omkostningerne til biologisk behandling også større end i scenarie 2 og 3. Ved fjernelse af den biologiske behandling reduceres omkostningerne i scenarie 1 mest, hvorfor den relative gevinst ved scenarie 2 bliver 170 mio. kr. mindre svarende til 14 mio. kr. per år, mens den relative omkostning ved scenarie 3 bliver 170 mio. kr. større. Det ændrer dog ikke på, at scenarie 2 er det foretrukne scenarie.

FIGUR 26. FØLSOMHEDSANALYSE AF INGEN BIOLOGISK BEHANDLING, SAMFUNDØKONOMISKE EFFEKTER IFT. SCENARIE 1 (NULSCENARIET), MIO. KR.



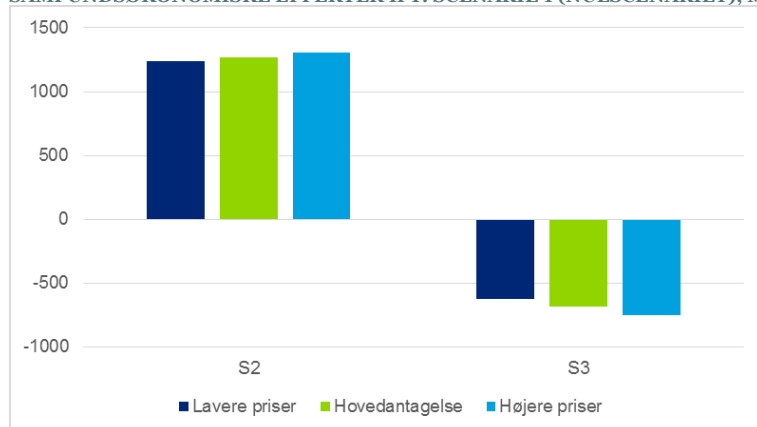
Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Miljøøkonomiske beregningspriser

I denne følsomhedsanalyse undersøges betydningen af ændrede miljøøkonomiske beregningspriser. De samfundsøkonomiske gevinster opgøres med 30 pct. mindre og 30 pct. højere beregningspriser. Resultaterne er vist i figuren nedenfor.

Lavere beregningspriser reducerer gevinsten ved scenarie 2 fordi scenariet medfører en miljømæssig gevinst i Danmark ift. scenarie 1 (nulscenariet). Højere beregningspriser øger gevinsten ved scenarie 2. Påvirkningen af scenarie 3 er lige omvendt fordi, der er en miljømæssig omkostning i Danmark ift. scenarie 1 (nulscenariet). Ændrede miljøøkonomiske beregningspriser ændrer ikke ved, at scenarie 2 er det foretrukne.

FIGUR 27. FØLSOMHEDSANALYSE AF ÆNDRERE MILJØØKONOMISKE BEREGNINGSPRISER, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. SCENARIO 1 (NULSCENARIET), MIO. KR.

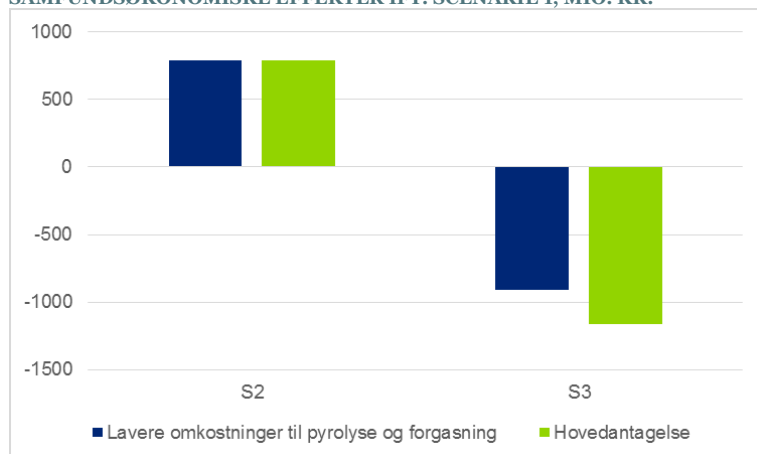


Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Omkostninger til pyrolyse og forgasning

I denne følsomhedsanalyse undersøges konsekvenserne af 20 procent lavere omkostninger til pyrolyse og forgasning. Som det fremgår af figuren nedenfor er den relative gevinst ved scenarie 2 uændret fordi, hverken scenarie 1 eller scenarie 2 påvirkes. Den relative omkostning ved scenarie 3 reduceres. Samlet set er scenarie 2 fortsat det foretrukne scenarie.

FIGUR 28. FØLSOMHEDSANALYSE AF LAVERE OMKOSTNINGER TIL PYROLYSE OG FORGASNING, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. SCENARIO 1, MIO. KR.



Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

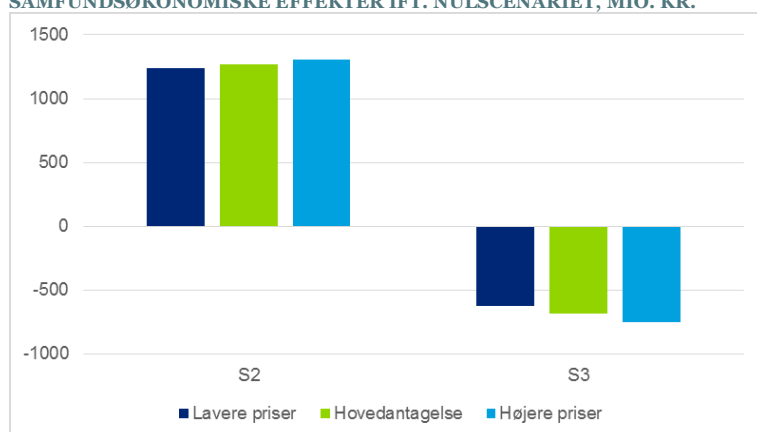
Pyrolyse og forgasning skal således blive væsentligt mere end 20 pct. billigere end de nuværende forventninger til omkostningerne, hvis det skal kunne ændre på rangordningen af scenarie 2 og 3, hvilket ikke vurderes realistisk under de nuværende forhold.²⁴

Højere omkostning ved CO₂-udledning

Der benyttes i denne følsomhedsanalyse en pris på 300 kr./ton for CO₂-udledning i både de kvoteomfattede og ikke-kvoteomfattede sektorer. Dette er begrundet med: (1) at EU's CO₂-kvotemarked ikke er perfekt, hvilket betyder at CO₂-kvoteprisen ikke nødvendigvis afspejler de marginale reduktionsomkostninger, (2) at Danmarks CO₂-reduktionsmålsætninger pt. er uklare, og (3) at miljøøkonomiske analyser generelt viser, at de marginale skadesomkostninger ved CO₂-udslip langt overstiger den aktuelle CO₂-kvotepris.

Resultatet af følsomhedsanalysen er angivet i figuren nedenfor.

FIGUR 29. FØLSOMHEDSANALYSE AF GENNEMSITSOMKOSTNINGER FOR FORBRÆNDINGSANLÆG, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. NULSCENARIET, MIO. KR.



Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Gevinsten ved scenarie 2 stiger, fordi der er en mindre CO₂-udledning fra den kvoteomfattede sektor i Danmark end i scenarie 1 (nulscenariet). Omkostningen ved scenarie 3 er lidt mindre af samme årsag. Scenarie 2 er fortsat det foretrukne scenarie.

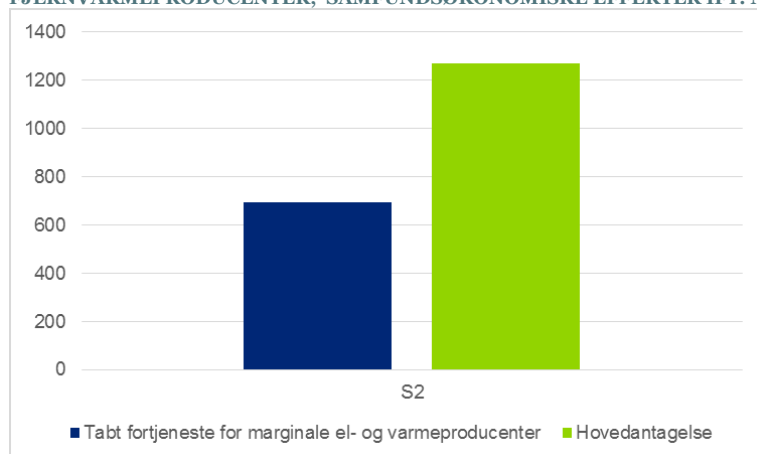
²⁴ Omkostningerne til pyrolyse og forgasning skal reduceres med ca. 60 procent for at give breakeven.

Tabt fortjeneste for marginale værker

I hovedscenarierne er der ikke indregnet en tabt fortjeneste for kraftværker og fjernvarmeværker som konsekvens af mindre salg af el og varme. Det skyldes en antagelse om, at omsætning og omkostninger balancerer hos de marginale værker. Dette vurderes at være en rimelig antagelse ud fra Deloitte's kendskab til den pressede økonomi i de konventionelle kraftværker. Det kan dog ikke udelukkes, at de marginale værker på sigt vil kunne opnå en overskudsmargin på omsætningen.

Vi antager i denne følsomhedsanalyse, at de marginale el- og varmeproducenter tidligere opnåede et overskud svarende til det budgetmæssige overskud for forbrændingsanlæggene og dermed mister en tilsvarende indtjening i scenarie 2. Det betyder, at forbrændingsanlæggenes budgetøkonomiske gevinst udlignes af et tilsvarende tab for de marginale el- og varmeproducenter. Resultatet for scenarie 2 er vist i figuren nedenfor.

FIGUR 30. FØLSOMHEDSANALYSE AF TABT FORTJENESTE HOS MARGINALE EL OG FJERNVARMEPRODUCENTER, SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER IFT. NULSCENARIET, MIO. KR.



Note: De samfundsøkonomiske effekter er opgjort eksklusive udenlandske miljøeffekter.

Hvis el- og varmeproducenterne taber fortjeneste svarende til forbrændingsanlæggenes gevinst reduceres den samfundsøkonomiske gevinst for scenarie 2 ved behandling af deponeret shredderaffald, men er fortsat bedre end nulscenariet.

10. Rammebetingelser for det foretrukne scenarie

I dette kapitel diskuteres rammebetingelser og barrierer for de foretrukne scenarier for behandling af henholdsvis deponeret shredderaffald og nyproduceret shredderaffald. Rammebetingelserne er inddelt i tre typer:

- Økonomiske rammebetingelser
- Teknologiske rammebetingelser
- Reguleringsmæssige rammebetingelser, herunder miljøforhold

Der fokuseres på de væsentligste rammebetingelser som forventes at kunne påvirke implementeringen af det samfundsøkonomisk foretrukne scenarie. I det omfang rammebetingelserne for nyproduceret shredderaffald svarer til dem for deponeret shredder henvises dertil.

10.1 Deponeret shredderaffald

De samfundsøkonomiske analyser af behandling af deponeret shredderaffald peger på scenarie 1a, hvor shredderaffaldet sorteres for metaller og derefter energiudnyttes i et forbrændingsanlæg, som det mest fordelagtige scenarie. I dette afsnit diskuteres hvilke rammebetingelser og barrierer som påvirker dette scenarie.

Økonomiske rammebetingelser for deponeret shredderaffald

De budgetøkonomiske opgørelser af scenarie 1a viser aktørernes overordnede økonomiske incitamenter til at involvere sig i behandlingen af deponeret shredderaffald. På trods af, at der er en samfundsøkonomisk gevinst ved scenariet, har deponier og sorteringsanlæg en begrænset negativ budgetøkonomisk effekt af scenariet, jf. kapitel 7. Kombineret med den usikkerhed der er forbundet med forudsætninger må det derfor forventes, at de er tilbageholdne med at iværksætte behandlingen.

De budgetøkonomiske effekter er i høj grad afhængige af hvor meget deponier og sorteringsanlæg kan få tilbageført af deponeringsafgifter ved fraførsel af det deponerede shredderaffald. I tabellen nedenfor er de budgetøkonomiske effekter ved scenarie 1a angivet for forskellige forudsætninger om tilbageførslen af deponeringsafgifter.

TABEL 68. RELATIVE BUDGETØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 1A VED FORSKELLIGE FORUDSÆTNINGER OM TILBAGEFØRSEL AF DEPONERINGSAFGIFT, (MIO. KR.)

Tilbageførsel af deponeringsafgift	0 kr. per ton	237,5 kr. per ton (hovedantagelse)	475 kr. per ton
Deponierne	-74	-2	70
Sorteringsvirksomheder	-74	-2	70
Forbrændingsanlæg	299	299	299
Transportvirksomheder	0	0	0
Offentligt provenu	-19	-125	-269

Note: Positive værdier angiver en gevinst, mens negative værdier angiver en omkostning. Det er forudsat, at deponier og sorteringsvirksomheder deler en eventuel gevinst eller et tab ligeligt.

Effekten for det offentlige provenu er ekskl. modregning af skatteeffekter fra trekantsgevinsten jf. afsnit 6.2.

Ved ingen tilbageførsel af deponeringsafgift vil deponier og sorteringsvirksomheder få en betydelig negativ budgetøkonomisk påvirkning og vil derfor enten skulle kompenseres eller pålægges behandlingskrav. Ved en tilbageførsel på 237,5 kr. per ton vil deponier og sorteringsvirksomheder få en budgetøkonomisk påvirkning tæt på nul, men dog svagt negativ. Med den usikkerhed der er forbundet med forudsætningerne, vil de sandsynligvis være tilbageholdne med at igangsætte behandling af det deponerede shredderaffald. Hvis der derimod er fuld tilbageførsel på 475 kr. per ton vil de centrale aktører have en positiv påvirkning og være villige til at igangsætte behandlingen. Som diskuteret i afsnit 7.5.3 er der dog en række forhold, herunder at nogle deponier ikke modtager farligt affald og usikkerhed om den samlede mængde af farligt affald til deponering, som har gjort, at en tilbageførsel på 237,5 kr. er valgt som det mest sandsynlige.

De kommunale affaldsgebyrer skal så vidt muligt afspejle omkostningerne ved behandling af affaldet, jf. affaldsbekendtgørelsen.²⁵ Forbrændingsanlæggene, som kommunerne anviser affald til, skal derfor målrette behandlingstaksterne for de enkelte affaldstyper således, at de i rimeligt omfang afspejler omkostningerne ved forbrænding. Dette tilsiger, at forbrændingsanlæggene vil tage en lavere pris for forbrænding af shredderaffald end gennemsnitstaksten, hvorved det kan blive økonomisk attraktivt for deponier og sorteringsanlæg at implementere scenarie 1a.

Foruden betydningen af tilbageførsel af deponeringsafgiften og forbrændingsanlæggenes mulige reduktion af takster for shredderaffald, er der en række øvrige økonomiske forhold, som kan påvirke implementeringen af scenarie 1a:

- Tilbageførsel af deponeringsafgift forudsætter tilførsel af nyt farligt affald til deponierne, som beskrevet i afsnit 7.5.3. Hvis ikke sorteringsvirksomhederne selv deponerer farligt affald er det tvivlsomt om der deponeres tilstrækkeligt farligt affald til tilbageførsel af deponeringsafgift. Med mindre deponierne selv investerer i et sorteringsanlæg, hvilket vil forudsætte en betydelig udvidelse af deres nuværende forretningsområde og indhentning af nye kompetencer, opstår der en gensidig afhængighed mellem deponier og sorteringsvirksomheder. Der skal derfor etableres veldefinerede handelsrelationer mellem de to aktører, herunder en sikring af mængder til sortering før der gennemføres større investeringer i et nyt sorteringsanlæg. Afsætning af det deponerede shredderaffald vil dog formentlig være omfattet af EU-udbudsreglerne, hvilket vil øge transaktionsomkostningerne ved at etablere en kontrakt, som sikrer de nødvendige mængder for at skabe en positiv business case ved at investere i et sorteringsanlæg.
- De økonomiske beregninger er forbundet med en ikke ubetydelig usikkerhedsmargin. De gennemførte følsomhedsanalyser viser, at scenarie 1a er robust over for ændringer i de enkelte parametre. Usikkerhederne i de forskellige parametre kan dog være korrelerede, hvormed udfaldsrummet udvides. Den kombinerede usikkerhed kan afholde aktører fra at gennemføre større investeringer, som fx etablering af sorteringsanlæg, som ikke nødvendigvis kan forrentes.
- Det forudsættes, at det opgravede shredderaffald sigtes på deponierne, da der derved ikke skal betales deponeringsafgift af den del af shredderaffaldet, som gendeponeres. Dette stiller krav til den teknologiske løsning, da sigtningen ikke vil være i sammenhæng med selve sorteringen.^[1]

Deloitte's interview med deponier og sorteringsvirksomheder tyder på, at flere af dem overvejer at udnytte de økonomiske muligheder ved opgravning af shredderaffald og er i gang med at regne på

²⁵ Jfr. Bekendtgørelse nr. 1309 af 18/12/2012, kap. 8.

^[1] Fx kan der være at sigtningen skal ske på et mobilt anlæg på deponierne.

konsekvenserne af dette, hvorfor det vurderes, at der ikke er tale om uoverstigelige økonomiske barrierer. Det vil dog kræve en forbedring af de økonomiske incitamenter for deponier og sorteringsanlæg eller behandlingskrav i forhold til den ønskede behandlingsform. Forbedring af de økonomiske incitamenter kan fx ske i en overgangsperiode, indtil der er etableret den fornødne sikkerhed om løsninger til behandlingen.

Teknologiske rammebetingelser for deponeret shredderaffald

Den væsentligste teknologiske rammebetingelse for implementeringen af scenarie 1a er tilstedeværelsen af den nødvendige sorteringsteknologi. Sorteringsteknologien er afgørende for hvor mange materialer der udsorteres fra det deponerede shredderaffald, og hvilken renhed de udsorterede materialer har, som i sidste ende er afgørende for indtægterne ved sortering af shredderaffald. Der findes i dag ikke sorteringsanlæg i Danmark med den fornødne skala, og det er således ikke demonstreret i produktionspraksis, at der kan opnås de i LCA'en forudsatte sorteringseffektiviteter med den beskrevne teknologi. Dette vurderes at være en betydelig barriere for at iværksætte behandlingen af shredderaffald, da det skaber usikkerhed om udsorteringsomkostninger, priser for de udsorterede metaller og mængden af udsorterede metaller. Shreddervirksomhederne har dog modtaget offentlig støtte til udvikling af sorteringskoncepter og sorteringsteknologi, som fremover kan medvirke til at igangsætte en behandling af deponeret og nyproduceret shredderaffald.

Forhold på de enkelte deponier kan betyde, at det kræver forskellige løsninger at opnå de forudsatte sorteringseffektiviteter fra LCA'en. Fx har forsøg med sortering af opgravet shredderaffald fra AV Miljø vist, at det var meget vanskeligt at sortere shredderaffaldet derfra. Shredderaffaldet fra AV Miljø adskiller sig fra shredderaffaldet på Odense Nord Miljøcenter, da shredderaffaldet fra AV Miljø har et højere vandindhold, som gør det meget sværere at adskille. Der er også betydelige forskelle i fyldhøjde og dermed adgang til shredderaffaldet og værdien af den frigjorte plads.

Lovgivningsmæssige rammebetingelser for deponeret shredderaffald

Partnerskabet for shredderaffald har skabt et overblik over national og EU-lovgivning, der kan omfatte shredderaffald og eventuelt påvirke mulighederne for at udnytte ressourcerne i dette.²⁶

Hvis scenarie 1a skal realiseres skal det sikres, at den lovgivningsmæssige ramme omkring energiudnyttelse af shredderaffald samt deponering og midlertidig oplagring er på en måde, så den tillader scenariet, jf. oversigten over relevant lovgivning nedenfor i Tabel 69.

Den væsentligste lovgivningsmæssige rammebetingelse er, hvorvidt forbrændingsanlæggene må afbrænde shredderaffald. Affaldet skal være kategoriseret som forbrændingseget fra kommunens side, og anlægget skal kunne håndtere shredderaffaldet på miljømæssigt forsvarlig vis, jfr. anlæggets miljøgodkendelse. Det er i dag kun Måbjergværket og Reno Nord, der har tilladelse til at afbrænde shredderaffald. Det betyder, at der på nuværende tidspunkt ikke er den nødvendige kapacitet til forbrænding af shredderaffald, såfremt der både skal forbrændes opgravet shredderaffald og nyproduceret shredderaffald jf. afsnit 7.5.6. Derudover vil transportomkostningerne være højere, da shredderaffaldet skal transporteres længere end de forudsatte 100 km, hvis forbrænding kun kan ske på de nævnte værker.

²⁶ Miljøstyrelsen (2013c)

TABEL 69. OVERSICHT OVER DANSK LOVGIVNING/REGULERING OG TILSVARENDE EU-LOVGIVNING, SOM KAN OMFATTE SHREDDERAFFALD OG EVENTUELT PÅVIRKE MULIGHEDERNE FOR AT REALISERE SCENARIO 1A

Område	Dansk lovgivning	EU-lovgivning
Termisk behandling	• Bekendtgørelse om anlæg, der forbrænder affald • Kulafgiftsloven • CO₂-afgiftsloven • Bekendtgørelse om lov om varmeforsyning • Elforsyningsloven • Restproduktbekendtgørelsen	• Energibeskatningsdirektivet
Deponering og midlertidig oplagring	• Deponeringsbekendtgørelsen • Godkendelsesbekendtgørelsen	• Deponeringsdirektivet • Rådsbeslutningen om kriterier og procedurer for modtagelse af affald til deponering

Kilde: Partnerskabet for shredderaffald: (Miljøprojekt nr. 1467, 2013).

Forbrændingsanlæggene efterspørger en klar, langsigtet definition af, hvornår shredderaffaldet er forbrændingseget i stedet for de midlertidige udtalelser, som eksisterer i dag. Desuden har shredderaffaldets klassificering som farligt eller ikke-farligt affald en betydning for betingelserne for forbrænding af shredderaffald. Hvis de affaldsproducerende virksomheder kan dokumentere, at shredderaffaldet ikke indeholder farlige stoffer i mængder, der gør affaldet farligt, er det muligt at få foretaget en omklassificering af affaldet til ikke-farligt affald. Der arbejdes i øjeblikket på mere detaljerede analyser af indholdet af olie i shredderaffald, som kan føre til, at (noget) shredderaffald klassificeres som ikke-farligt og dermed kan forbrændes i forbrændingsanlæg, uden særlig tilladelse til at forbrænde farligt affald. Shredderaffaldet vil dog stadig skulle opfylde de gældende kriterier for affalds forbrændingsegethed, hvor også affaldets metalindhold skal tages i betragtning. Det er kommunen, der afgør, om affaldet kan klassificeres som forbrændingseget, og affaldet skal kunne brændes på det anviste forbrændingsanlæg.

Derudover kræver opgravning af det deponerede shredderaffald og forbrænding eller pyrolyse af det opgravede shredderaffald miljøgodkendelser og VVM-undersøgelser, hvorfor udfaldet heraf er afgørende for, om det vil kunne lade sig gøre, og på hvilke vilkår, for de enkelte anlæg.

10.2 Nyproduceret shredderaffald

De samfundsøkonomiske analyser af behandling af nyproduceret shredderaffald peger på scenario 2, hvor shredderaffaldet energiudnyttes i et forbrændingsanlæg, som det mest fordelagtige scenario. I dette afsnit diskuteres hvilke rammebetingelser og barrierer som påvirker dette scenario.

Økonomiske rammebetingelser for nyproduceret shredderaffald

De budgetøkonomiske opgørelser viser aktørernes overordnede økonomiske incitamenter til at involvere sig i behandlingen af nyproduceret shredderaffald. Resultaterne af den budgetøkonomiske opgørelse for det samfundsøkonomisk foretrukne scenario 2 for nyproduceret shredderaffald er gengivet i Tabel 70. Sorteringsvirksomheder og især forbrændingsanlæg har en stor budgetøkonomisk fordel. De centrale aktører har således stærke økonomiske incitamenter for at igangsætte behandlingen. Forbrænding af shredderaffald finder også sted på de to forbrændingsanlæg, som har fået tilladelse. Det skal bemærkes, at deponeringsafgiften steg til 475 kr. per ton farligt affald fra 1. januar 2015, hvilket har medvirket til at øge omkostninger ved scenario 1 (nulscenariet) for sorteringsvirksomhederne sammenlignet med tidligere, og dermed givet dem et endnu stærkere incitament til genanvendelse og forbrænding end tidligere.

Det offentlige provenu påvirkes negativt, da der betales færre deponeringsafgifter end i scenarie 1 (nulscenariet) og pga. afgiftstabt fra de marginale fjernvarmeproducenter. Det er dog ikke utænkeligt, at påvirkningen af det offentlige provenu overvurderes, da energiudnyttelsen af nyt shredderaffald ikke udelukkende vil erstatte kulkraft ved elproduktion og marginal varmeproduktion ved varmeproduktion, men også energiproduktion, hvor afgiftsbetalingen er mindre.

TABEL 70. RELATIVE BUDGETØKONOMISKE KONSEKVENSER AF SCENARIO 2 (MIO. KR.)

	Faktorpriser
Sorteringsvirksomhederne	45
Forbrændingsanlæg	435
Anlæg til biologisk behandling	0
Deponier	0
Offentligt provenu	-170

Samspillet mellem de budgetøkonomiske konsekvenser af behandling af deponeret og nyproduceret shredderaffald er også helt centrale. Tilbageførsel af deponeringsafgift ved fraførsel af deponeret shredderaffald forudsætter tilførsel af nyt farligt affald, hvor nyproduceret shredderaffald udgør en væsentlig kilde. Hvis der deponeres mindre nyproduceret shredderaffald²⁷ eller andet farligt affald, vil det derfor betyde, at der kun kan tilbageføres deponeringsafgift for en mindre del af det deponerede shredderaffald. Samlet set vil det være samfundsøkonomisk fordelagtigt at implementere scenarie 2 for alt nyproduceret shredderaffald og så lade de 55 pct. nyproduceret shredderaffald, som fortsat deponeres i scenarie 2, understøtte opgravning af deponeret shredderaffald i scenarie 1a for deponeret shredderaffald.

Teknologiske rammebetingelser for nyproduceret shredderaffald

Ligesom for behandling af deponeret shredderaffald er sorteringsteknologi den væsentligste teknologiske rammebetingelse for implementeringen af scenarie 2. Foruden mængden og kvaliteten af de udsorterede materialer er sorteringsteknologien også afgørende for at nedbringe sorteringsvirksomhedernes omkostninger til deponering. Shreddervirksomhederne har modtaget offentlig støtte til udvikling af sorteringskoncepter og sorteringsteknologi, som måske kan medvirke til at igangsætte en øget genanvendelse og energiudnyttelse af deponeret og nyproduceret shredderaffald.

Lovgivningsmæssige rammebetingelser for nyproduceret shredderaffald

De lovgivningsmæssige rammebetingelser for behandling af nyproduceret shredderaffald er i høj grad sammenfaldende med de lovgivningsmæssige rammebetingelser for behandling af deponeret shredderaffald. Affaldet skal være kategoriseret som forbrændingseget fra kommunens side, og anlægget skal kunne forbrænde affaldet på miljømæssigt forsvarlig vis, jfr. anlæggets miljøgodkendelse. Som nævnt ovenfor finder medforbrænding af shredderaffald sted på de to forbrændingsanlæg, som har tilladelse til at forbrænde shredderaffald.

²⁷ I scenarie 2 og 3 for behandling af nyproduceret shredderaffald er det kun 55 % som deponeres, jfr. afsnit 4.3

11. Referencer

Dansk Affaldsforening, Dansk Industri og Dansk Energi (2013) BEATE Benchmarking af affaldssektoren 2013 (data fra 2012) | Forbrænding. Rapporten er udarbejdet af Dansk Affaldsforening, DI og Dansk Energi. Redskabet til indsamling af data er stillet til rådighed af Miljøstyrelsen.

CE Delft (2010) Shadow Prices Handbook

DMU (2010) Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner, faglig rapport fra DMU nr. 783

DTU (2014a) Livscyklusvurdering af behandling af deponeret shredderaffald

DTU (2014b) Life cycle assessment of shredder residue management

DTU (2014c) Transportøkonomiske Enhedspriser

EA Energianalyse (2014) To scenarier for tilpasning af affaldsforbrændingskapaciteten i Danmark

EEA (2011) Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe

Holland, M. et al. (2007) BeTa-MethodEx, version 2

Energinet.dk (2014) Energinet.dk's analyseforudsætninger 2014-2035, maj 2014

Energistyrelsen (2012) Danmarks Energifremskrivning 2012

Energistyrelsen (2012a) Tabeller til Danmarks Energifremskrivning 2012 (Link: goo.gl/kYRLXL)

Energistyrelsen (2013) Beregningsmetode til samfundsøkonomiske omkostninger ved virkemidler i klimaplan, 14. august 2013

Energistyrelsen (2014a) Technology Data for Energy Plants

Energistyrelsen (2014b) Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet, december 2014

Finansministeriet (1999) Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger

Hansen et al. (2012) Lavteknologisk genanvendelse af ressource i deponeret shredderaffald via størrelsesfraktionering, Miljøprojekt nr. 1440

Høstgaard et al. (2012) Forbedret ressourceudnyttelse af shredderaffald, Miljøprojekt nr. 1441

Miljøministeriet (2010) Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter

Miljøstyrelsen (2013a) Klimaplan, Udsortering af plast fra affald, Notat

Miljøstyrelsen (2013b) Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af muligheder for øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald fra dagrenovation. Miljøprojekt nr. 1458, 2013

Miljøstyrelsen (2013c) Partnerskab for shredderaffald Statusrapport efter 1. år, Miljøprojekt nr. 1467

Teknik & Miljø (2010) Affald – En vigtig indenlandsk CO₂-venlig energiresource, nr. 3, side 51-52

Verdensbanken (2014) World Bank Commodity Forecast Price Data

Økonomi- og Indenrigsministeriet (2013) Økonomisk redegørelse 2013

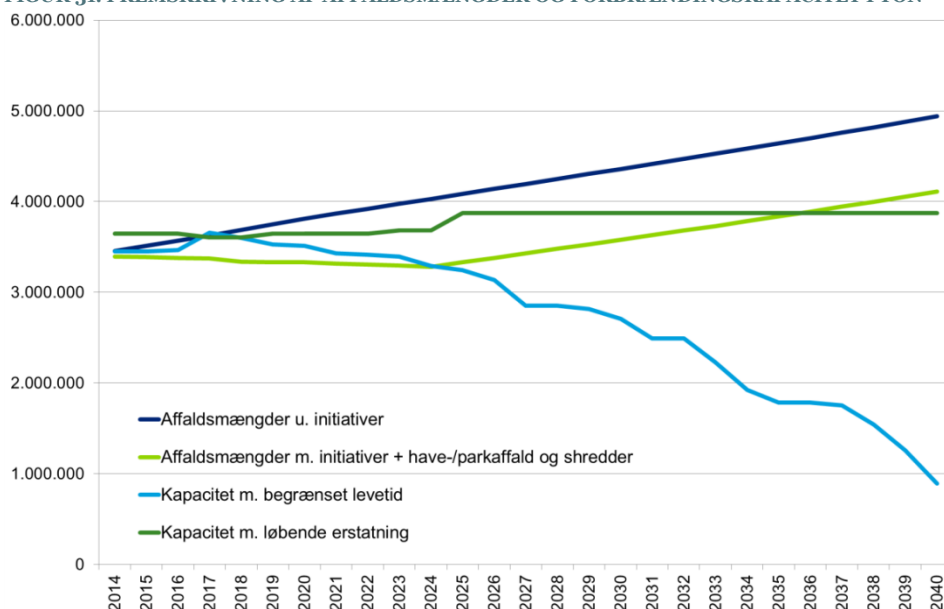
Bilag 1: Kapacitetsanalyse af forbrændingssektoren

Nærværende bilag har til formål at sammenholde affaldsmængder og kapacitet for at afgøre, om der er strukturel ledig kapacitet i de danske forbrændingsanlæg. Bilaget er baseret på data fra ressourceplanen for affaldshåndtering 2013-2018, Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4, 2014.

11.1 Udviklingen i ledig kapacitet

Figur 31 viser fremskrivninger for udviklingen i affaldsmængderne med og uden ressourcestrategiens initiativer sammen med kapaciteten i danske forbrændingsanlæg med og uden opførelse af erstatningskapacitet for udtjente ovne.

FIGUR 31. FREMSKRIVNING AF AFFALDSMÆNGDER OG FORBRÆNDINGSKAPACITET I TON

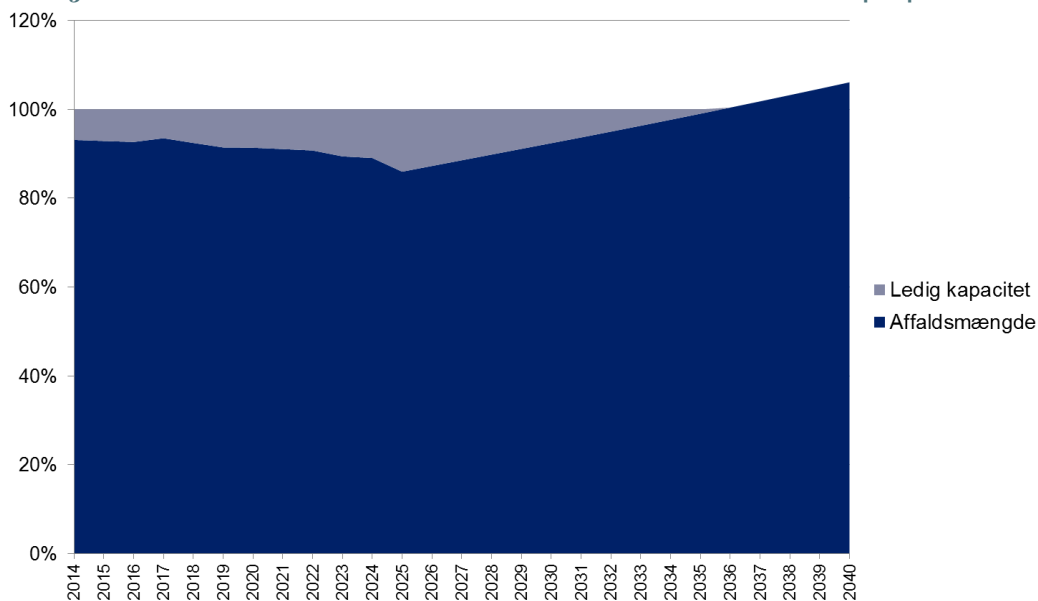


Kilde: Ressourceplanen for affaldshåndtering 2013-2018, Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4, 2014, og skøn fra Miljøstyrelsen.

Med ressourcestrategiens initiativer og med løbende reinvesteringer i forbrændingskapaciteten vil der frem til 2036 være ledig kapacitet. Uden ressourcestrategiens initiativer vil der allerede fra 2017 være mangel på kapacitet, selvom der løbende reinvesteres i forbrændingskapaciteten.

Figur 32 viser kapacitetsudnyttelsen i danske forbrændingsanlæg, forudsat at ressourcestrategiens initiativer gennemføres, og at der foretages løbende reinvesteringer i forbrændingskapaciteten. Det fremgår, at den ledige kapacitet vokser fra cirka 10 procent i 2014 til cirka 20 procent i 2025. Herefter stiger kapacitetsudnyttelsen frem til 2036, hvorefter der er mangel på forbrændingskapacitet.

FIGUR 32. UDVIKLINGEN I LEDIG KAPACITET I DANSKE FORBRÆNDINGSANLÆG 2014-2040



Kilde: Ressourceplanen for affaldshåndtering 2013-2018, Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4, 2014, og vurderinger fra Miljøstyrelsen.

11.2 Anvendte data

Data stammer fra ressourceplanen for affaldshåndtering 2013-2018 og Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4, 2014, der er baseret på data for 2012. Disse data er suppleret med opdaterede vurderinger i forhold til have-/parkaffald og shredderaffald:

- Miljøstyrelsen skønner, at have-/parkaffald til forbrænding vil udgøre cirka 135.000 ton i 2018 og cirka 150.000 ton i 2024. Forventningen om stigende mængder have-/parkaffald til forbrænding er baseret på foretagne afgiftsændringer, der vil gøre det mere attraktivt at forbrænde en del af dette affald fremfor at kompostere det.
- Miljøstyrelsen skønner endvidere, at der bliver yderligere cirka 50.000 ton shredderaffald til forbrænding i 2018 og 2024.

Samlet set forventer Miljøstyrelsen cirka 200.000 ton ekstra affald til forbrænding fra 2024 i forhold til ressourceplanens tal. Hertil kommer en uvis mængde PCB-forurenede byggeaffald.

11.3 Konklusion

Den overordnede konklusion er, at der er ledig kapacitet i perioden frem til år 2036, hvis ressourcestrategiens initiativer gennemføres, og der løbende reinvesteres i forbrændingskapaciteten. Den ledige kapacitet udgør op til 20 procent i 2025. Under disse forudsætninger vil der efter 2036 være mangel på forbrændingskapacitet. Hvis ressourcestrategiens initiativer ikke gennemføres, eller der ikke reinvesteres i forbrændingskapaciteten, vil der blive mangel på forbrændingskapacitet tidligere.

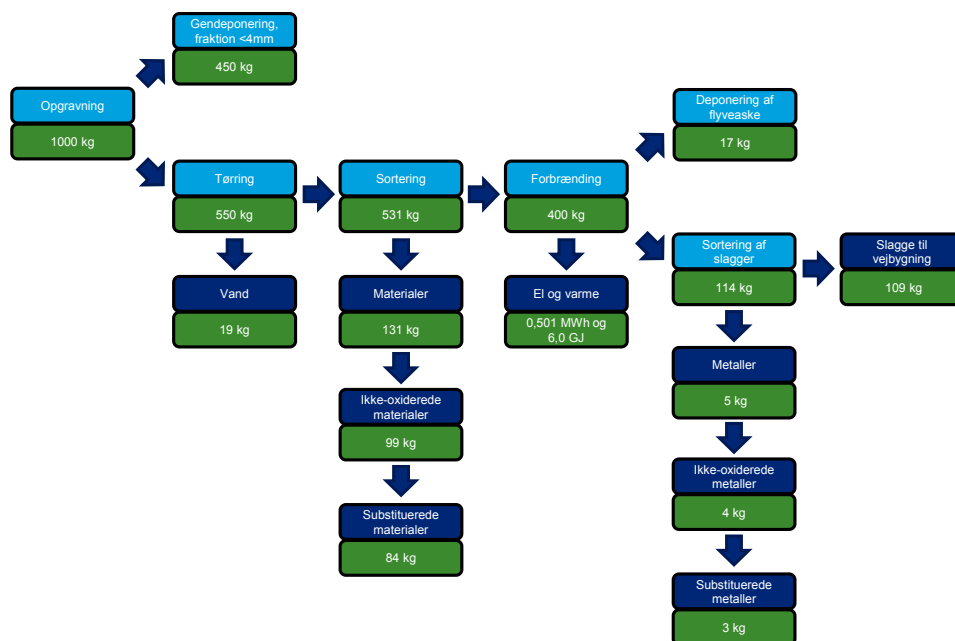
Der er en række usikkerheder knyttet til fremskrivningerne. For eksempel er der i fremskrivningerne ikke taget højde for fremtidige ændringer i importen eller eksporten af affald til forbrænding. Der er desuden betydelig usikkerhed om udviklingen inden for erhvervsaffald, hvor de eksakte affaldsmængder ikke er kendt. Endvidere er der usikkerhed med hensyn til, hvor meget ressourceplanens mange initiativer vil reducere affaldsmængderne til forbrænding, og det er uvist, i hvilken udstrækning ejerne af forbrændingsanlæg vil vælge at reinvestere i ny kapacitet, når vi bevæger os udover den nære fremtid. Regeringen og KL har iværksat en proces for at effektivisere affaldsforbrændingssektoren, der kan føre til en tilpasning af kapaciteten.

Under hensyntagen til ovennævnte usikkerheder ved fremskrivningerne anvendes de gennemsnitlige omkostninger for forbrændingsanlæg i hovedscenarierne, mens der gennemføres en følsomhedsanalyse, hvor der kun anvendes marginale omkostninger.

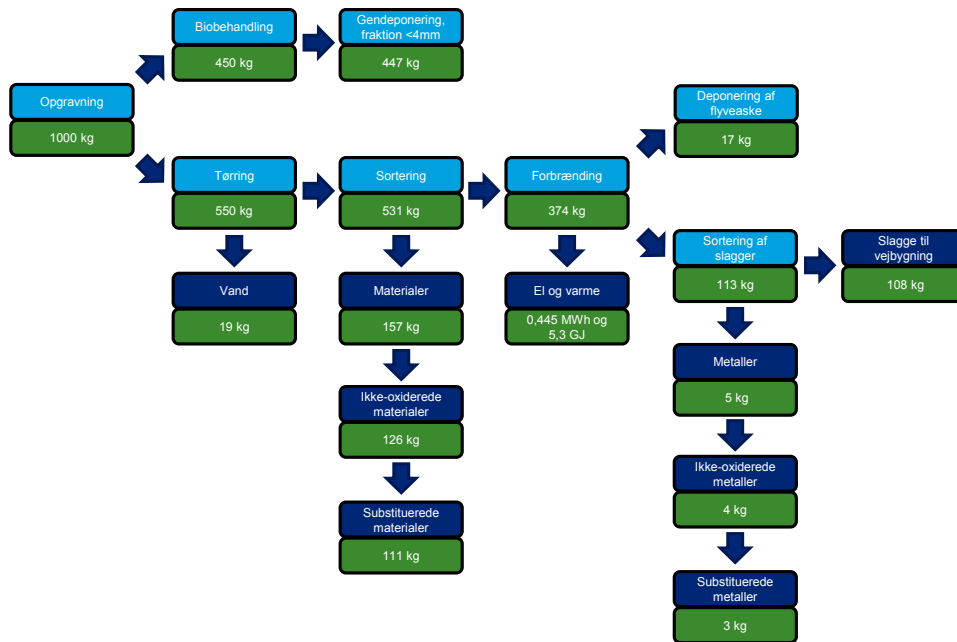
Bilag 2: Materialeflow ved opgravning af deponeret shredderaffald

Dette bilag indeholder figurer og tabeller, der viser materialeflowet for behandling af deponeret shredderaffald. De første fire figurer viser materialeflowet for scenarierne 1a, 1d, 2a og 2d. De følgende to tabeller viser udsorteringen af materialer i alle otte behandlingsscenarier.

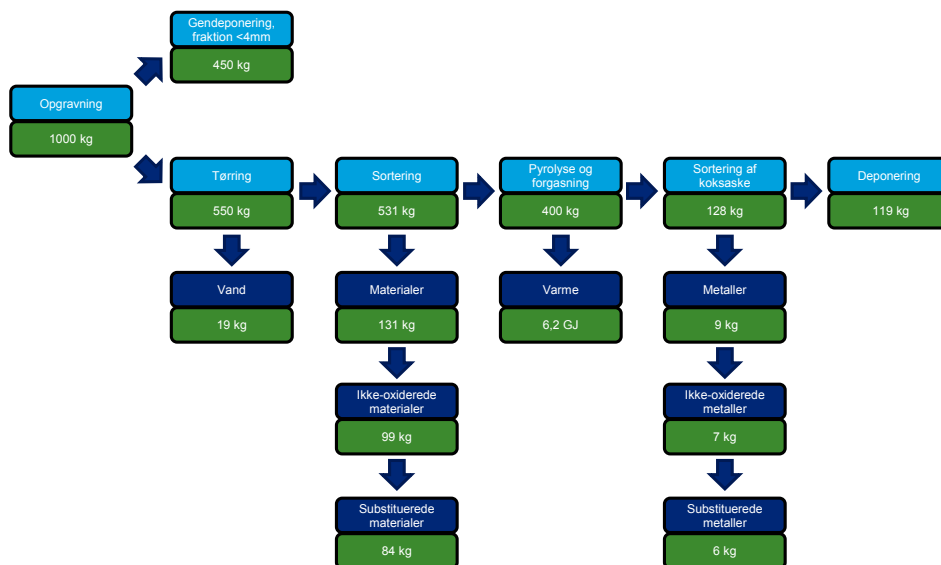
FIGUR 33. MATERIALEFLOW FOR SCENARIO 1A VED OPGRAVNING AF 1 TON SHREDDERAFFALD



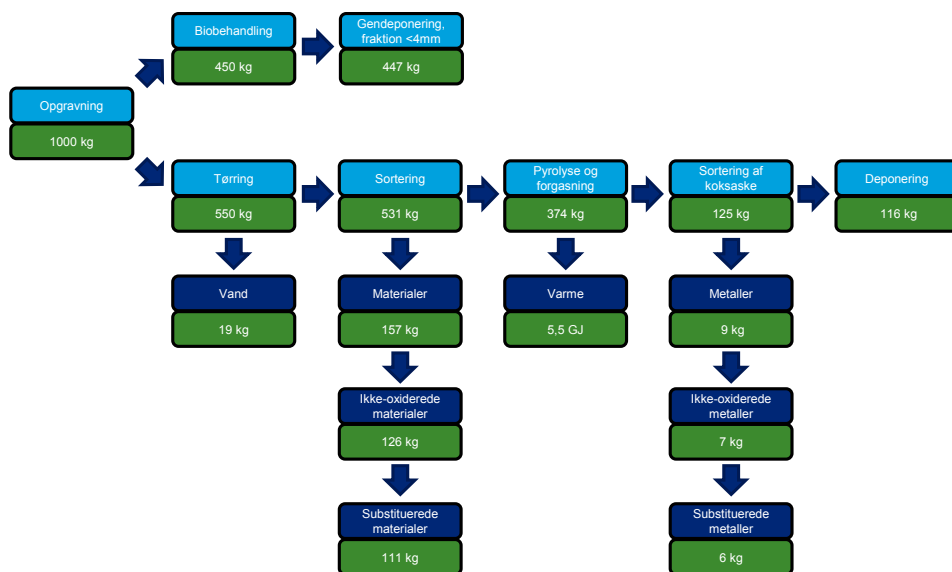
FIGUR 34. MATERIALEFLOW FOR SCENARIO 1D VED OPGRAVNING AF 1 TON SHREDDERAFFALD



FIGUR 35. MATERIALEFLOW FOR SCENARIO 2A VED OPGRAVNING AF 1 TON SHREDDERAFFALD



FIGUR 36. MATERIEFLOW FOR SCENARIO 2D VED OPGRAVNING AF 1 TON SHREDDERAFFALD



TABEL 71. UDSORTEREDE MATERIALER FRA SORTERING AF SHREDDERAFFALD OG SORTERING AF SLAGGER I CASE 1. MÆNGDERNE ER OPGJORT I KG VED OPGRAVNING AF 1 TON SHREDDERAFFALD.

		Scenarie 1a							
		Scenarie 1b							
		Scenarie 1c og 1d							
		Jern	Aluminium	Kobber	Zink	Messing	Bly	Plast	Glas
Sortering af shredderaffald	Udsorteret materiale	89,4	14,4	3,0	17,8	4,6	1,6	25,3	1,2
	Ikke-oxideret materiale	62,6	9,8	3,0	17,8	4,6	1,6	25,3	1,2
	Substitueret materiale	54,4	9,2	2,3	13,6	3,5	1,2	25,3	1,2
Sortering af slagge	Udsorteret materiale	4,8	0,6						
	Ikke-oxideret materiale	3,2	0,4						
	Substitueret materiale	2,8	0,4						
Total	Udsorteret materiale	94,2	15,0	3,0	17,8	4,6	1,6	25,3	1,2
	Ikke-oxideret materiale	65,8	10,2	3,0	17,8	4,6	1,6	25,3	1,2
	Substitueret materiale	57,2	9,6	2,3	13,6	3,5	1,2	25,3	1,2

TABEL 72. UDSORTEREDE MATERIALER FRA SORTERING AF SHREDDERAFFALD OG SORTERING AF SLAGGER I CASE 2. MÆNGDERNE ER OPGJORT I KG VED OPGRAVNING AF 1 TON SHREDDERAFFALD

		Scenarie 2a							
		Scenarie 2b							
		Scenarie 2c og 2d							
		Jern	Aluminium	Kobber	Zink	Messing	Bly	Plast	Glas
Sortering af shredderaffald	Udsorteret materiale	89,4	14,4	3,0	17,8	4,6	1,6	25,3	1,2
	Ikke-oxideret materiale	62,6	9,8	3,0	17,8	4,6	1,6	25,3	1,2
	Substitueret materiale	54,4	9,2	2,3	13,6	3,5	1,2	25,3	1,2
Sortering af slagge	Udsorteret materiale	5,4	1,2	0,9	0,9	0,4	0,1		
	Ikke-oxideret materiale	3,8	0,8	0,9	0,9	0,4	0,1		
	Substitueret materiale	3,3	0,8	0,7	0,7	0,3	0,1		
Total	Udsorteret materiale	94,8	15,6	3,9	18,7	5,0	1,7	25,3	1,2
	Ikke-oxideret materiale	66,4	10,7	3,9	18,7	5,0	1,7	25,3	1,2
	Substitueret materiale	57,7	10,0	3,0	14,3	3,8	1,3	25,3	1,2

Bilag 3: Absolutte samfundsøkonomiske effekter

Herunder er indsat resultattabeller for de absolutte samfundsøkonomiske effekter for behandlingsscenarier for henholdsvis deponeret shredderaffald og nyproduceret shredderaffald.

11.4 Behandling af deponeret shredderaffald

TABEL 73. ABSOLUTTE SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER AF SCENARIO 1A (MIO. KR.)

		Faktorpriser	Køberpriser
Ressourceallokering	Deponierne	-299	-396
	Sorteringsvirksomhederne	161	213
	Forbrændingsanlæg	348	461
	Transportvirksomheder	-56	-74
Forvridningseffekter	Forvridning	-4	-6
Miljøeksternaliteter	Danmark		40
	Udlandet		990
Samlet samfundsøkonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		238

TABEL 74. ABSOLUTTE SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER AF SCENARIO 1B (MIO. KR.)

		Faktorpriser	Køberpriser
Ressourceallokering	Deponierne	-299	-396
	Sorteringsvirksomhederne	96	127
	Forbrændingsanlæg	283	375
	Transportvirksomheder	-56	-74
Forvridningseffekter	Forvridning	-4	-6
Miljøeksternaliteter	Danmark		33
	Udlandet		1011
Samlet samfundsøkonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		59

TABEL 75. ABSOLUTTE SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER AF SCENARIO 1C (MIO. KR.)

		Faktorpriser	Køberpriser
Ressourceallokering	Deponierne	-299	-396

	Sorteringsvirksomhederne	92	122
	Forbrændingsanlæg	283	375
	Transportvirksomheder	-56	-74
Forvridningseffekter	Forvridning	-4	-6
Miljøeksternaliteter	Danmark		31
	Udlandet		1016
Samlet samfunds- økonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		53

TABEL 76. ABSOLUTE SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER AF SCENARIO 1D (MIO. KR.)

		Faktorpriser	Køberpriser
Ressourceallokering	Deponierne	-298	-395
	Sorteringsvirksomhederne	92	122
	Forbrændingsanlæg	283	375
	Biologisk behandling	-88	-117
	Transportvirksomheder	-56	-74
Forvridningseffekter	Forvridning	-4	-6
Miljøeksternaliteter	Danmark		19
	Udlandet		968
Samlet samfunds- økonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		-75

TABEL 77. ABSOLUTE SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER AF SCENARIO 2A (MIO. KR.)

		Faktorpriser	Køberpriser
Ressourceallokering	Deponierne	-319	-423
	Sorteringsvirksomhederne	161	213
	Pyrolyseanlæg	-15	-19
	Transportvirksomheder	-56	-74
Forvridningseffekter	Forvridning	33	44
Miljøeksternaliteter	Danmark		-9
	Udlandet		762
Samlet samfunds- økonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		-269

TABEL 78. ABSOLUTE SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER AF SCENARIO 2B (MIO. KR.)

		Faktorpriser	Køberpriser
Ressourceallokering	Deponierne	-319	-423
	Sorteringsvirksomhederne	96	127
	Pyrolyseanlæg	-41	-55
	Transportvirksomheder	-56	-74
Forvridningseffekter	Forvridning	30	40
Miljøeksternaliteter	Danmark		-12
	Udlandet		826
Samlet samfunds- økonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		-396

TABEL 79. ABSOLUTTE SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER AF SCENARIE 2C (MIO. KR.)

		Faktorpriser	Køberpriser
Ressourceallokering	Deponierne	-319	-423
	Sorteringsvirksomhederne	92	122
	Pyrolyseanlæg	-40	-52
	Transportvirksomheder	-56	-74
Forvridningseffekter	Forvridning	30	40
Miljøeksternaliteter	Danmark		-12
	Udlandet		825
Samlet samfundsøkonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		-399

TABEL 80. ABSOLUTTE SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER AF SCENARIE 2D (MIO. KR.)

		Faktorpriser	Køberpriser
Ressourceallokering	Deponierne	-318	-421
	Sorteringsvirksomhederne	92	122
	Pyrolyseanlæg	-40	-52
	Biologisk behandling	-88	-117
	Transportvirksomheder	-56	-74
Forvridningseffekter	Forvridning	30	40
Miljøeksternaliteter	Danmark		-18
	Udlandet		737
Samlet samfundsøkonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		-521

11.5 Behandling af nyproduceret shredderaffald

TABEL 81. ABSOLUTTE SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER AF SCENARIE 2 (MIO. KR.)

		Faktorpriser	Køberpriser
Ressourceallokering	Sorteringsvirksomheder	0	0
	Forbrændingsanlæg	662	877
	Pyrolyseanlæg	0	0
	Anlæg til biologisk behandling	-134	-178
	Deponier	-112	-148
Forvridningseffekter	Skatteforvridning	104	137
Miljøeksternaliteter	Danmark	-	92
	Udlandet	-	1623
Samlet samfundsøkonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		781

TABEL 82. ABSOLUTTE SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER AF SCENARIE 3 (MIO. KR.)

		Faktorpriser	Køberpriser
Ressourceallokering	Sorteringsvirksomheder	0	0
	Forbrændingsanlæg	-123	-164
	Pyrolyseanlæg	-436	-578
	Anlæg til biologisk behandling	-134	-178
	Deponier	-112	-148
Forvridningseffekter	Skatteforvridning	96	127
Miljøeksternaliteter	Danmark	-	-237
	Udlandet	-	-310
Samlet samfundsøkonomisk effekt i DK	Nutidsværdi		-1177

Bilag 4: Bemærkninger fra Copenhagen Economics i forbindelse med review

11.6 Rammer for review

Copenhagen Economics har gennemført et såkaldt eksternt review af Deloittes fire samfundsøkonomiske analyser i forbindelse med projektet om bedre ressourceudnyttelse for Miljøstyrelsen. Copenhagen Economics har udført det eksterne review gennem en række notater:

- Konkrete kommentarer til en indledende projektbeskrivelse.
- Indledende metodenotat, som dannede grundlag for det efterfølgende analytiske arbejde på en række udvalgte problemstillinger på tværs af de fire forskellige samfundsøkonomiske analyser.
- Midtvejsreview af de første udkast af analyserne med en række kommentarer til forskellige antagelser og beregningsforudsætninger.
- Opsamlende bemærkninger.

Disse notater kan fremsendes ved forespørgsel.

Ud over de fremsendte notater har der ligeledes været email-korrespondance samt møder om udvalgte problemstillinger.

Vi har ikke haft adgang til de konkrete beregninger, og har derfor forholdt os til de analytiske problemstillinger på mere overordnet niveau.

Deloittes bemærkning: Af hensyn til beskyttelse af immaterielle ophavsrettigheder er det kun Miljøstyrelsen, der har haft adgang til Deloittes samfundsøkonomiske regnearksmodel med de detaljerede beregninger. Copenhagen Economics review er således baseret på og begrænset til rapporterne og de oplysninger om og uddybninger af beregningerne som Deloitte enten har indført i rapporterne eller kommunikeret direkte til Copenhagen Economics som svar på deres forespørgsler.

11.7 Generel bemærkning

Som udgangspunkt er de fleste af vores kommentarer i løbet af projektet blevet adresseret. De fleste kommentarer er håndteret gennem uddybninger i teksten, men Deloitte har også accepteret at revidere antagelser og beregninger som følge af bemærkningerne.

Analysen efterlader et indtryk af stor grundighed i kortlægning af data og konsistent behandling af dette. Deloitte har været indstillet på at foretage ændringer på baggrund af vores bemærkninger. Tilbage står fortsat nogle elementer, som kunne have været berørt mere uddybende eller anderledes. Vi kommer ind på nogle af disse elementer i nedenstående afsnit.

11.8 Bemærkninger til metode på tværs af shredder-projektet og de øvrige delprojekter

Nedenfor fremhæver vi vores vigtigste bemærkninger af generel karakter på tværs af de fire samfundsøkonomiske analyser

Produktmarkedsforvridninger

I analyserne behandles produktmarkedsforvridninger ganske sparsomt. I mange situationer, vil ændringer i samfundets relative priser og mængder i de betragtede scenarier formentlig ikke være af stor størrelsesorden, men der er flere eksempler, hvor det kunne være interessante med overvejelser om betydningen af disse forvridninger. Herudover ville det have været interessant med en vurdering af, hvorvidt de betragtede produktmarkeder var kendetegnet ved eksisterende produktmarkedsforvridninger. Jo større eksisterende forvridninger, der findes, desto større samfundsøkonomisk gevinst eller tab vil der være ved yderligere eller modsatrettede forvridninger.

Deloitte's bemærkning: Vi er enige i, at det i hvert enkelt tilfælde bør overvejes, om de opstillede scenarier også vil skabe betydelige negative eller positive forvridninger på produktmarkederne. Vi har vurderet, at sådanne markedsforvridninger kun vil optræde i betydeligt omfang i den samfundsøkonomiske analyse af opgravning og behandling af allerede deponeret shredderaffald, hvor der må forventes at ske en positiv markedsforvridning i forbindelse med tilbageførslen af tidligere betalte deponeringsafgifter til deponierne. Forvridningseffekten er dog vanskelig at kvantificere, og der henvises til den pågældende analyse for en nærmere redegørelse for, hvordan vi har valgt at indregne den. Deloitte har ikke i forbindelse med de gennemførte review modtaget bemærkninger om, at der skulle være andre specifikke forvridningseffekter, som er så betydelige, at de burde indregnes. Deloitte er enig med Copenhagen Economics i, at det kunne været interessant med en vurdering af, hvorvidt de betragtede produktmarkeder er kendetegnet ved eksisterende produktmarkedsforvridninger. Det ligger dog efter vores opfattelse uden for rammerne af de gennemførte projekter at udrede dette.

Behandling af gevinster i den samfundsøkonomiske analyse, herunder salg af energi

Beskrivelse af både antagelser og resultater i analysen giver indtryk af, at det analytiske udgangspunkt for analysen er 'budgetøkonomisk', dvs. hvordan ændrer betalingsstrømme sig mellem aktører i de forskellige scenarier. Den samfundsøkonomiske analyse opstår ved at ophæve de transaktioner, der blot har karakter af at være en overførsel mellem to aktører. Det kan være rigtigt, men det har ikke været muligt for os at validere uden adgang til de konkrete beregninger. Et eksempel på, at en samfundsøkonomisk vurdering vanskeliggøres er den gennemgående antagelse om, at salget af energi fra forbrænding af affaldet er en samfundsøkonomisk gevinst, selvom der ikke indregnes et tilsvarende tab af indtægter fra den energiproduktion, der fortrænges. Efter vores vurdering er dette ikke korrekt. En analyse med et samfundsøkonomisk udgangspunkt ville have et fokus på, hvordan opnår man den samfundsøkonomiske værdi (fx energi) billigst muligt. Her ville det fremgå, at det ikke kan være positivt for samfundsøkonomien at producere energi på en dyrere måde – med mindre, at der er tilsvarende eksternalitetsgevinster. I analyserne er der foretaget følsomhedsanalyser for at indregne denne pointe. Disse er formentlig mere retvisende end hovedresultaterne.

Deloitte's bemærkning: Grunden til at vi som hovedantagelse har indregnet en fortjeneste ved salg af energi fra fx affaldsforbrændingsanlæg, men ikke modregnet et tab fra mindre energiproduktion og salg af energi fra marginale kraftværker er, at vi – baseret på aktuelle erfaringer – forventer, at affaldsforbrændingsanlæg vil kunne opnå en nettofortjeneste (der evt. kan bruges til at nedsætte forbrugerpriserne) ved øget produktion, mens der ses en tendens til, at de marginale kraftvarmefværker opererer med meget lav, ingen eller negativ profit og for nogens vedkommende helt vil kunne lukkes ved fortrængning. Vi er dog enige i, at der kan være tilfælde, hvor de marginale kraftvarmefværker vil lide et nettotab ved fortrængning, der helt eller delvis udhuler nettofortjenesten fra forbrændingsanlæg. Vi har derfor i alle projekterne medtaget en

følsomhedsanalyse, hvor der antages en tabt nettofortjeneste for de marginale kraftværker som modsvarer nettofortjenesten ved salg af energi fra affaldsforbrændingsanlæg.

Kortsigtede tab ved eventuelt forringet kapacitetsudnyttelse i kraftvarmesektoren

Der fremgår ikke overvejelser i rapporterne om, at yderligere energiodnyttelse gennem anvendelse af affald vil føre til ringere udnyttelse af det eksisterende kapitalapparat i kraftvarmesektoren. På længere sigt er dette mindre afgørende, men i lyset af at kraftvarmekapacitet typisk har meget lang investeringshorisont, kan det være relevant at have dette tab med i en overvejelse om at skubbe nye behandlingsformer ind i markedet.

Deloitte's bemærkning: Deloitte er for så vidt enig i denne kommentar, men for at kunne opgøre om scenarierne på kort sigt vil føre til forringet kapacitetsudnyttelse i kraftvarmesektoren, og hvor stort tabet i givet fald ville være, vil det kræve, at der gennemføres kapacitetsanalyser af den marginale kraftvarmesektor. Dette ligger dog uden for rammerne af de gennemførte projekter.

Antagelser om marginal elproduktion

I analyserne antages, at når der fortrænges eksisterende elproduktion, så er det 100 procent kul indtil 2020, og 50 procent kul og 50 procent vind fra og med 2021. Til og med 2020 kan man diskutere, om det er kul eller fx gas, der er den marginale brændsel, hvilket ville have stor betydning på CO₂-emissionerne knyttet hertil. På længere sigt kan man diskutere, hvilken teknologi som er den sande 'long run marginal cost' teknologi. Her er det ikke et spørgsmål om, hvilken teknologi der fortrænges i en konkret times produktion, men hvad behovet er for samlet kapacitet og dennes sammensætning. Betyder en større elproduktion fra affaldsforbrænding eksempelvis, at der er behov for at opstille færre vindmøller?

Deloitte's bemærkning: Der har i projektforløbet været lange drøftelser med både Miljøstyrelsen og Energistyrelsen, og tilknyttede eksperter fra TI og DTU og eksterne eksperter om, hvad det er rimeligt at anlægge for antagelser omkring den marginale elproduktion. Set i lyset af den igangværende udfasning af kulkraft, samt perspektiverne i energiaftalen og klimaplanen, er der generel enighed om, at det fremover ikke længere giver mening at antage 100 pct. kulkraft som marginal el. Imidlertid foreligger der intet officielt bud på den fremtidige sammensætning af marginal el i Danmark, og det har heller ikke været muligt for nogen af eksperterne at give et mere præcist bud, end at den marginale elproduktion i stigende grad vil udgøres af naturgas og biomasse. Miljøstyrelsen har som konsekvens heraf bedt os om at regne med en "proxy", hvorefter det antages, at af belastningen fra den marginale elproduktion svarer til et mix af 50 pct. kulkraft og 50 pct. vindkraft efter 2020. Det betyder ikke, at vi rent faktisk ser vindenergi som en marginale energikilde. Men eftersom den fremtidige marginale elproduktion formentlig kommer til at bestå af et mix af naturgas og biomasse som pt. ikke kan fastlægges med rimelig præcision, har vi valgt at lade den forventede reduktion i miljøbelastningen fra marginal el være repræsenteret ved en proxy-antagelse om 50 pct. kul og 50 pct. vind. Vi vurderer, at dette giver en væsentlig mere realistisk afspejling af den undgåede miljøbelastning ved fortrængning af marginal el end den traditionelle antagelse om 100 pct. kulkraft. Der er dog gennemført følsomhedsanalyser, hvor den traditionelle antagelse er anvendt.

CO₂-kvoter

Det antages i analyserne, at forbrændingsanlæg 'får tildelt CO₂-kvoter, som matcher den kapacitetsudvidelse, som energiodnyttelsen af [affaldet] medfører, mens de marginale kraftværker får færre kvoter, som afspejler deres reduktion af kapaciteten. Derved bliver den budgetøkonomiske effekt af køb og salg af CO₂-kvoter nul.'

Denne antagelse er svær at forstå, og lader til at være baseret på nogle forventninger om tildeling af gratis kvoter, som ikke stemmer overens med vores forståelse af indretningen af ETS-systemet

fremadrettet. Elproduktionsanlæg omfattet af kvotesystemet modtager ikke længere gratistilladelser.

Deloittes bemærkning: CO2-kvotesystemet er i en overgangsfase, hvor fordeling af kvoter gennem bortauktionering endnu ikke er implementeret i medlemslandene, og derfor får en række eksisterende virksomheder og nytilkomne produktionsenheder stadig tildelt gratis kvoter i 3. kvotehandelsperiode 2013-2020. Så selvom gratis tildeling af kvoter på sigt forventes afskaffet, er det stadig aktuelt i et antal år frem. Selv når den gratis tildeling af kvoter ophører, er det Deloittes vurdering, at der for de undersøgte scenarier ikke vil opstå betydelige ubalancer mellem det ekstra køb af kvoter som kræves i energiforsyningsanlæg, der udvider produktionen, og det mindre af køb kvoter, der kræves i de marginale kraftværker. Det bemærkes desuden, at den marginale energiproduktion fra 2020 og frem kun vil være kulkraftbaseret for en mindre dels vedkommende. Deloitte vurderer derfor, at der er valgt et rimeligt udgangspunkt, og at ændringerne over tid er uden væsentlig betydning for de samlede samfundsøkonomiske resultater.

11.9 Særlige bemærkninger til projekterne om deponeret og nyt shredderaffald

Vi har ikke bemærkninger til de særlige forhold og data, der knytter sig til projekterne om deponeret og nyt shredderaffald, ud over de bemærkninger som allerede er håndteret i projektet og de generelle bemærkninger ovenfor.

Samfundsøkonomisk vurdering af behandling af shredderaffald

Denne rapport indeholder en samfundsøkonomisk vurdering af behandling af deponeret og nyproduceret shredderaffald. Den samfundsøkonomiske vurdering bygger videre på de livscyklusvurderinger (LCA), som DTU Miljø har gennemført i 2013-2014.

Deponeret shredderaffald

Den samfundsøkonomiske analyse af behandling af deponeret shredderaffald undersøger de økonomiske effekter af at opgrave, sortere og energiudnytte det deponerede shredderaffald, som findes på danske deponier. Ved udgangen af 2014 var der omkring 1,8-1,9 mio. tons deponeret shredderaffald på offentlige deponier og det forudsættes i analysen, at der opgraves 100.000 tons shredderaffald om året. De økonomiske effekter af at behandle det deponerede shredderaffald sammenlignes med omkostningerne ved at lade det forblive deponeret.

Scenarie 1a, som involverer opgravning, signing, udsortering af metaller, forbrænding af energiholdig del på forbrændingsanlæg og gendeponering af fraktion mindre end 4 mm, medfører den højeste samfundsøkonomiske værdi.

Nyproduceret shredderaffald

Den samfundsøkonomiske analyse af behandling af nyproduceret shredderaffald undersøger de økonomiske effekter af at energiudnytte det nyproducerede shredderaffald ved medforbrænding i forbrændingsanlæg eller pyrolyse og forgasning. De økonomiske effekter af at energiudnytte det nyproducerede shredderaffald sammenlignes med omkostningerne ved at deponere det. I analysen tages der udgangspunkt i en produktion på 150.000 tons shredderaffald per år.

Scenarie 2, som involverer udsortering metaller, plast og glas, forbrænding af fraktion større end 4 mm på forbrændingsanlæg og deponering af fraktion mindre end 4 mm, medfører den højeste samfundsøkonomiske værdi.



**Miljø- og
Fødevareministeriet**
Miljøstyrelsen

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

www.mst.dk